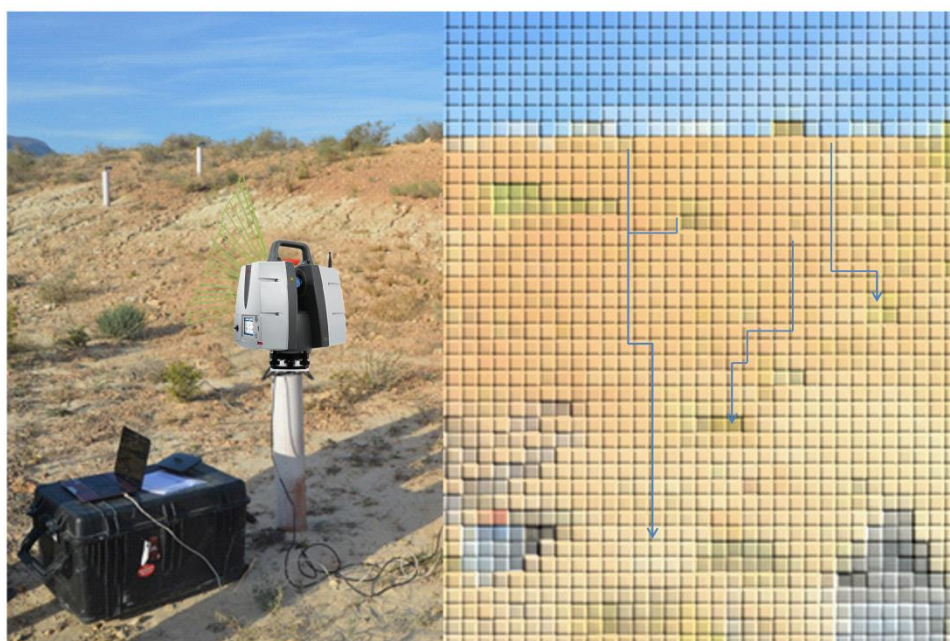


UNIVERSIDAD DE ALMERÍA
ESCUELA POLITECNICA SUPERIOR Y
FACULTAD DE CIENCIAS EXPERIMENTALES



TRABAJO DE FIN DE GRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

Curso 2016-2017



APLICACIÓN DE LA MODELIZACIÓN ESPACIALMENTE DISTRIBUÍDA PARA PLANIFICAR NUEVAS ESTRATEGIAS DE RESTAURACIÓN EN AMBIENTES ÁRIDOS: COMBINACIÓN DE LA INOCULACIÓN CON BIOCOSTRAS Y PATRONES DE DISTRIBUCIÓN DE LA VEGETACIÓN EFICIENTES EN CAPTAR AGUA

Autor

Fernando Fernández Pérez

Tutores

Yolanda Cantón Castilla

Emilio Rodríguez Caballero



AGRADECIMIENTOS

Quería agradecer en primer lugar al grupo de investigación del departamento de agronomía, área de edafología y química agrícola de la Universidad de Almería por darme la oportunidad de realizar el trabajo de fin de grado bajo su tutela. A Emilio por guiarme en todo el proceso, por su disposición para ayudarme a cualquier hora del día y tener tanta paciencia. A Yolanda por su atención y dedicación a la hora de orientar y cuidar cada detalle de este trabajo. A Raúl por acompañarme a obtener los datos de campo y de laboratorio y ayudarme en todo lo que necesitaba. He tenido la suerte de aprender mucho de ellos, me han demostrado que son unos grandísimos profesionales y les deseo lo mejor en sus respectivas carreras. A mis padres y mi hermana por todo el apoyo y esfuerzo que hacen para que yo consiga alcanzar mi objetivo. Y en último lugar, a la empresa HOLCIM S.A. por la cesión de terrenos en su cantera donde se han llevado a cabo todos los tratamientos experimentales de este proyecto.

INDICE

- A. INDICE DE FIGURAS
- B. INDICE DE TABLAS

1. INTRODUCCION.....	8
1.1 Las zonas áridas y su importancia.....	8
1.2 Problemática de la restauración en zonas áridas.....	8
1.3 Nuevas estrategias de restauración “low-cost” en zonas áridas	9
1.4 Biocostras y su papel en ecosistemas áridos	11
1.5 Objetivo.....	14
1.6 Hipótesis.....	14
2. MATERIAL Y MÉTODOS.....	15
2.1 Área de estudio.....	15
2.2 Selección del modelo y variables de entrada.....	16
2.2.1 Modelo LISEM.....	16
2.2.2 Eventos lluviosos.....	17
2.2.3 Obtención del Modelo Digital de Elevaciones	17
2.2.4 Obtención de las variables de entrada en el modelo	18
2.2.4.1 Mapas derivados del MDE.....	18
2.2.4.2 Mapas de los componentes de la superficie.....	19
2.2.4.3 Propiedades hidrológicas	19
2.2.4.4 Propiedades de la superficie del suelo.....	20
2.3 Calibración y validación del modelo.....	21
2.4 Configuraciones de la distribución espacial de la vegetación.....	22
3. RESULTADOS.....	24
3.1 Validación del modelo.....	24
3.2 Efecto de la distribución espacial de la vegetación sobre la generación de escorrentía, infiltración y erosión.....	26
3.3 Efecto de la inoculación de cianobacterias sobre la generación de escorrentía, la infiltración y la erosión.....	33
4. DISCUSION.....	37
5. CONCLUSIONES.....	40
6. BIBLIOGRAFIA.....	40
7. ANEXO 1.....	47

A. INDICE DE FIGURAS

Figura 1: Ilustración del proceso fuente-sumidero

Figura 2: Localización de la zona de estudio

Figura 3: Imagen de la ladera

Figura 4: Nubes de puntos con y sin vegetación

Figura 5: Modelo Digital de Elevaciones con y sin vegetación

Figura 6: Configuraciones seleccionadas para la vegetación

Figura 7: Mapas de calibración y validación

Figura 8: Patrones de distribución de la infiltración en plantas de poco desarrollo, sin biocostras en el suelo y lluvias intensas.

Figura 9: Patrones de distribución de la erosión en plantas de poco desarrollo, sin biocostras en el suelo y lluvias intensas.

Figura 10: Patrones de distribución de la infiltración en plantas de poco desarrollo, con biocostras en el suelo y lluvias intensas.

Figura 11: Patrones de distribución de la erosión en plantas de poco desarrollo, con biocostras en el suelo y lluvias intensas.

Figura 12: Modelo de escorrentía configuración 5, con plantas poco desarrolladas, costra biológica en el suelo y bajo lluvia poco intensa.

Figura 13: Patrones de distribución de la infiltración en plantas de poco desarrollo, sin biocostras en el suelo y lluvias poco intensas.

Figura 14: Patrones de distribución de la erosión en plantas de poco desarrollo, sin biocostras en el suelo y lluvias poco intensas.

B. INDICE DE TABLAS

Tabla 1: Variables hidrológicas

Tabla 2: Propiedades de la superficie del suelo

Tabla 3: Propiedades de los eventos de lluvia y sus resultados en la calibración del modelo

Tabla 4: Resultados infiltración plantas poco desarrolladas y bajo lluvias intensas

Tabla 5: Resultados erosión y escorrentía plantas poco desarrolladas

Tabla 6: Resultados infiltración plantas poco desarrolladas y bajo lluvias de baja intensidad

Tabla 7: Resultados infiltración en plantas más desarrolladas y bajo lluvias intensas

Tabla 8: Resultados erosión y escorrentía en plantas más desarrolladas

Tabla 9: Resultados infiltración para plantas más desarrolladas y lluvias de baja intensidad

RESUMEN

Tras una actividad antrópica, es necesario llevar a cabo un proyecto de restauración para devolver al ecosistema a su estado natural. Sin embargo, este tipo de actuaciones no siempre tiene éxito, sobre todo cuando hablamos de restauraciones de zonas áridas y semiáridas. En estos ecosistemas la escasez de agua limita el crecimiento de la vegetación, y dificulta su supervivencia. Para superar estos retos que presenta la restauración en zonas áridas es necesario garantizar un aporte de agua y nutrientes suficiente para mantener la cobertura vegetal, a la vez que evitamos la pérdida de agua, nutrientes y suelo como consecuencia de la erosión. Esto se puede conseguir mediante la inoculación de cianobacterias, que evitan la erosión a la vez que actúan de área fuente de escorrentía para la vegetación, combinada con una correcta distribución de la vegetación en las zonas aguas debajo de las cianobacterias. Sin embargo, no existen experiencias previas que evalúen el efecto de la restauración conjunta con biocostras y vegetación, lo cual dificulta la correcta planificación de una actuación de restauración que garantice su éxito. Este problema puede resolverse mediante el uso de modelos de simulación de escorrentía y erosión. Es por esto por lo que, desde este trabajo se propone analizar mediante modelización espacialmente distribuida la eficacia de diferentes escenarios de restauración combinando la inoculación de cianobacterias con la reintroducción de las plantas vasculares nativas para reducir la erosión y maximizar la disponibilidad de agua para la vegetación. Nuestros resultados demuestran que la inoculación del suelo con cianobacterias reduce de forma drástica la erosión, sobre todo durante los primeros estadios de la restauración, a la vez que mantiene el aporte de agua a la vegetación. Sobre todo si esta se encuentra localizada en las zonas que tienen una mayor área de contribución y menos pendiente. Además, hemos demostrado que los modelos de simulación de escorrentía y erosión, combinados con medidas de campo proporcionan una herramienta que permite analizar y evaluar de una forma eficiente diferentes diseños optimizar de esta forma nuestra restauración.

Palabras clave: restauración ecológica, ecosistemas áridos, LISEM, patrón de distribución de la vegetación, biocostras, erosión del suelo, escorrentía, infiltración

ABSTRACT

After an anthropic disturbance, is necessary to carry through a restoration project to have the natural stage in the ecosystem. However, these kinds of interventions are not always successful, especially when we are talking about arid and semiarid regions restorations. The water scarcity limits the vegetation growth and complicates the survival. To overcome those challenges that arid region restorations have, it is necessary guarantee the water input and the supply of nutrients to keep the vegetation cover, as well as we avoid the loss of water, nutrients and soil, as consequence of erosion. We are able to get our goals throughout the inoculation of cyanobacteria, which avoid the erosion and are a source of run-off for the vegetation, combined with the right vegetation distribution downstream, under the cyanobacteria. Nevertheless there are no previous studies which evaluate the restoration effect with biological soil crusts (BSC) and vegetation, making it even more complicated the right restoration planning which guarantees its success. This problem could be solved by the use of models that predict the run-off and erosion. This is why the scope of this work is to analyze, throughout the spatially distributed modeling, the effectiveness of different restoration scenarios, combining the inoculation of cyanobacteria with key woody species for reducing erosion and increase the water availability for vegetation. The results show that the soil inoculation with cyanobacteria reduces drastically the erosion, especially during the first stages of vegetation development, while increases the water availability for the vegetation. This effect is even bigger in areas there the contribution area is higher and the slope has lower values. Moreover, we have demonstrates that erosion and run-off models simulation models, mixed with field measurements, provide us an important tool in order to analyze and evaluate on a more efficient way different designs to optimize our restoration.

Keywords: ecological restoration, arid ecosystems, LISEM, vegetation distribution pattern, biocostras, soil erosion, run-off, infiltration

1. INTRODUCCION

1.1. Zonas áridas y su importancia

Las tierras secas o “drylands” cubren alrededor del 41% de la superficie terrestre de las cuales entre 10 y el 20% sufren algún proceso de degradación, afectando, actualmente a unos 250 millones de personas de países en desarrollo, cifra que prevé crecerá debido al crecimiento de la población y el cambio climático (Reynolds et al., 2007). Los procesos de degradación del suelo, cuando se producen en determinados contextos socioeconómicos que conducen a una explotación irreversible de los recursos, culminan en la desertificación (Puigdefrábregas, 1995). La desertificación es uno de los problemas más importantes a los que nos enfrentamos, ya que el suelo pierde la capacidad de retener nutrientes y agua, perdiendo así su productividad y causando graves problemas ambientales y socioeconómicos. (Lan et al., 2013)

En estas regiones, la vegetación está sometida a las duras condiciones ambientales y ha de ser capaz de soportar la sequía, la salinidad, el viento o la escasez de nutrientes, por lo que las plantas vasculares son escasas y aparecen dispersas. Esta vegetación que sobrevive no es suficiente para cubrir todo el suelo y estabilizarlo, quedando éste expuesto a la erosión hídrica y eólica, que son procesos de degradación del suelo con gran impacto en zonas áridas.

1.2. Problemática de la restauración en zonas áridas

Cuando se produce un proceso de degradación, generalmente como consecuencia de actividades antrópicas y el ecosistema no es capaz de recuperarse por sí mismo, es necesario llevar a cabo un proyecto de restauración. Para que este proyecto tenga éxito, es preciso acelerar la sucesión, crear comunidades más complejas e incrementar la funcionalidad de éstas. Uno de los mayores desafíos a la hora de implementar un plan de restauración es la búsqueda de las prácticas eficientes, es decir, que sean económicamente viables y que garanticen unas tasas de supervivencia (Cortina et al., 2011).

El principal factor limitante de la supervivencia y crecimiento de la vegetación reintroducida en restauraciones de zonas áridas y semiáridas es la escasez de agua. En estas regiones los eventos de precipitación son escasos y su distribución imprevisible. La mayoría de los eventos (90%) son de menos de 10mm (Mayor et al., 2011; Valdecantos et al., 2014). Estos eventos pueden ser importantes para la humedad del horizonte superficial del suelo, pero en su mayoría insignificantes para las plantas vasculares. En el actual contexto de Cambio Climático se prevé que se reduzcan las precipitaciones en estas áreas y que sean más impredecibles. En un proceso de restauración, esto se puede tratar de combatir mejorando las técnicas de recogida de agua (Whisenant et al., 1995; Estrela et al. 2009; Valdecantos et al., 2014).

Además del estrés hídrico, en estas regiones, los plantones se suelen enfrentar a limitaciones de nutrientes cuando son plantados en el campo (Valdecantos et al., 2006). A menudo, para mejorar los nutrientes se recurre a aportes orgánicos (Larcheveque et al. 2010; Valdecantos et al., 2014), pero esto no siempre es económicamente abordable, cuando se trata de grandes extensiones.

Otro de los desafíos a la hora de restaurar es definir la “vegetación potencial” de la zona. Muy frecuentemente esta vegetación se describe a partir de unos sitios que no han sido perturbados. Así, estos lugares podrían no mostrar todas las características del sitio

degradado, por lo que la restauración con estas especies no daría como resultado el estado previo a la degradación. (Cortina et al., 2011). A pesar de sus limitaciones, la “vegetación potencial” puede ser útil para identificar las especies nodriza en la reintroducción, las cuales deben ser priorizadas. Estas especies incrementan la resiliencia del sistema mediante el rebrote después de la perturbación y crean nuevos nichos, favoreciendo el establecimiento de otras especies. Otro aspecto a considerar es que algunas especies requieren de nuestra asistencia para que se establezcan en un ecosistema y, a veces, necesitan aportes (o inputs) externos, por ejemplo de agua o nutrientes, que no podemos llevar a cabo en un proyecto de restauración a gran escala. Además, otro factor que también puede condicionar el resultado de la restauración es el desconocimiento de la dirección y la magnitud de la interacción entre dos plantas de diferentes especies (Cortina et al., 2011).

Por otra parte, algunos estudios han demostrado que el fracaso en la supervivencia del plantón podría estar relacionado con el balance entre la raíz y el área de la superficie foliar, ya que la planta no tiene capacidad para desarrollar un sistema radicular profundo que soporte la sequía del verano. La solución a esto sería tomar medidas que favorezcan el crecimiento del sistema radicular, en vez de centrarnos en el crecimiento superficial de la planta. (Cortina et al., 2011).

1.3. Nuevas estrategias de restauración “low-cost” en zonas áridas

Las dificultades de la restauración en zonas áridas, que se han mencionado anteriormente, han desencadenado la búsqueda de nuevas estrategias dirigidas a revertir los efectos de la degradación en el funcionamiento de los ecosistemas áridos, recurriendo para ello a la mejora de las condiciones del suelo, la cobertura vegetal o la introducción de especies vasculares nodrizas (Maestre y Cortina, 2004). En áreas en las que se muestren síntomas de la disminución de la funcionalidad, las acciones de restauración deben enfocarse a reparar la estabilidad del suelo, infiltración y ciclo de nutrientes. Además, cuando los procesos de degradación se intensifican en los ecosistemas secos, su capacidad para capturar recursos se reduce, pudiendo perderse la estructura de la vegetación y las funciones del ecosistema (Ludwig et al., 2000). En esas circunstancias, la heterogeneidad especial de los recursos del suelo podría ser un elemento clave en la regeneración de la vegetación. Para asegurar dicha heterogeneidad es importante tener en cuenta la microtopografía cuando se planifique la introducción de plantas vasculares (Simmons et al., 2011) ya que la concentración de recursos variará (Biederman y Whisenant, 2011; Valdecantos et al., 2014).

Para superar estos retos que presenta la restauración en zonas áridas y semiáridas se recurre a estrategias específicas, generalmente “low-cost”, para que se puedan aplicar a grandes extensiones, tales como la creación de zonas de acumulación de agua y nutrientes o la restauración con plantas autóctonas, adaptadas y altamente tolerantes al estrés. La eficacia de dichas estrategias se puede ver exacerbada si consideráramos la distribución espacial de los sumideros de recursos y conectividad entre ellos. Es importante señalar que debemos buscar la distribución estratégica de la cobertura de vegetación y no el incremento de esta cobertura hasta su máximo posible y así podríamos maximizar algunas funciones (por ejemplo, la protección del suelo), mientras minimizamos la cantidad de agua evapotranspirada (Cortina et al., 2011). Así pues, se persiguen herramientas ecotecnológicas que aumenten la capacidad de

la planta para soportar el estrés, disminuir la depredación de semillas y plántones y mejorar las condiciones del micrositio y la disponibilidad de recursos (Cortina et al, 2011).

Es importante tener en cuenta que la vegetación en los ambientes semiáridos, se distribuye especialmente conformando islas, que se conocen como “islas de fertilidad” (Padilla et al., 2009), y que consisten en islas de recursos debajo de la cubierta de las plantas dominantes. Esta distribución revela técnicas para superar las limitaciones del establecimiento de algunas plantas durante la restauración. Una de ellas es las interacciones positivas entre plantas vecinas. Con esta técnica, podremos plantar especies bajo la cubierta de vegetación ya existente. El problema es que la supervivencia de la especie replantada es muy dependiente del estrés abiótico durante el primer año, por lo que esta práctica la tendremos que acompañar de una mejora de las condiciones del medio (Cortina et al., 2011). Para aumentar la supervivencia del plánton, deberemos preparar antes el suelo (Querejeta et al., 2001), mediante la excavación de hoyos (Padilla y Pugnaire, 2007). También se ha de tener en cuenta que cuanto más avanzada sea la fase del plánton, cuando se realiza la restauración, más probabilidad de éxito encontraremos. Es por esto que normalmente se cultivan estos plántones durante 6-12 meses en contenedores en a cielo abierto y en compost antes de hacer la restauración (Cortina et al, 2011). También hemos de estudiar y mejorar las condiciones del suelo antes de la implantación del plánton para reducir el índice de mortalidad, ya que el patrón de distribución del suelo desnudo a pequeña escala, contenido en arena y la compactación del suelo podrían ser determinantes (Cortina et al., 2011).

Una vez implantado el plánton es preciso garantizar que éste dispone del suficiente aporte de agua para que se garantice su supervivencia. Así a veces se recurre a métodos de irrigación para disminuir la mortalidad de la planta (Bainbridge 2002; Jimenez et al., 2007), que en general son costosos. Una forma alternativa de aumentar el aporte de agua hacia estos plántones se basa en aprovechar las precipitaciones ocultas como la niebla o el rocío. Por ello algunos autores proponen el uso de una red de recolectores de agua de niebla (Estrela et al., 2008). También se pueden construir estructuras que alteren suavemente la microtopografía del terreno para conducir el agua de escorrentía hacia depresiones donde se localizan los nuevos plántones (Whisenant et al. 1995; Edwards et al., 2000; Valdecantos et al., 2014), lo cual ha demostrado un resultado bastante positivo en relación coste-efecto. Otra alternativa es planificar el patrón de distribución espacial de la vegetación, de forma que se incremente el área de contribución a cada plánton (Shachak et al. 1998). De esta forma, además de que se consigue proveer a la planta de un aporte adicional de agua procedente de la escorrentía (al aumentar el área de contribución), se consigue mejorar la infiltración, la retención del agua y se reduce la conectividad hidrológica y la erosión hídrica (Martínez-Mena et al., 1998; Puigdefábregas, 2005). Hay autores que describen una relación directamente proporcional entre el tamaño de la “microcuenca” o área de contribución y el crecimiento de los plántones (Li et al., 2006). Esta estrategia podría ser apropiada para zonas semiáridas, como las del SE de España, donde los eventos de lluvia menores de 10 mm representan el 90% del total de eventos. El problema de estas técnicas de captura de la escorrentía es que su efectividad está restringida por los eventos de lluvia que generan la escorrentía (Cortina et al., 2011), además se favorece esta, lo que podría tener repercusiones negativas en la pérdida de nutrientes y suelo por la erosión que promueve la escorrentía.

Otra forma de aumentar la infiltración y reducir la evaporación de agua del suelo y la erosión es la cubierta de piedras o restos molidos de plantas (Devine et al., 2007; Laliberté et al., 2008; Bakker et al., 2012; Valdecantos et al., 2014). Mediante la incrustación de piedras en la superficie del suelo se facilita la penetración del agua en este, ya que aumenta la cantidad de macroporos (Van Wesemael et al., 1995) y además, se reduce la pérdida por evaporación (Li, 2003). Un pozo seco aguas arriba de la planta relleno de piedras de unos 20-25 cm ayuda a que las raíces succionen el agua antes de que esta sea evaporada (Bainbridge, 2007). La superficie también se puede cubrir con grava, ya que esta es normalmente abundante en ambientes semiáridos. Esta técnica es conocida como “gravel mulching”.

Por otra parte, en estas zonas, los suelos son normalmente infértiles (Cortina y Maestre, 2005), por lo que la aplicación de aportes orgánicos podría incrementar la capacidad de almacenamiento de agua y los nutrientes disponibles para el plantón (Querejeta et al., 2001). El problema es que podrían aumentar el estrés osmótico (Fuentes et al., 2007), y podría poner en peligro la competitividad con la vegetación vecina (Querejeta et al., 2008) o tener un impacto en la biota del suelo (Gómez-Rico et al., 2008) y además presenta unos elevados costes (Valdecantos et al., 2004; Cortina et al., 2011).

Muy recientemente está emergiendo con fuerza una nueva técnica para restaurar ecosistemas de zonas áridos que se basa en la inoculación de suelos con Costras Biológicas del Suelo (BSCs) o Biocostras. Es una técnica muy prometedora ya que las biocostras desarrollan funciones clave para mantener la estructura y el correcto funcionamiento del ecosistema (Cortina et al., 2011).

1.4. Biocostras y su papel en ecosistemas áridos

En muchos ecosistemas áridos y semiáridos que presentan una cubierta vegetal dispersa, en los claros aparentemente desnudos entre las plantas, habita una comunidad de cianobacterias, algas, líquenes, musgos, bacterias, hongos que viven en consorcio y asociados a las partículas del suelo (Belnap et al., 2001) y que se conocen como biocostras. La mayor parte de los organismos que forman parte de las comunidades de biocostras son organismos poiquilohídricos, es decir y sólo están activos cuando hay humedad disponible, mientras que cuando las condiciones son muy secas su actividad biológica cesa. Además, a diferencia de la vegetación, las biocostras requieren poca humedad, por lo que con el agua de lluvias pequeñas o incluso de la niebla o el rocío pueden sobrevivir (Benalp et al., 2003). Otros atributos que mejoran su habilidad para colonizar algunos ambientes extremos, son la propagación eólica de pequeños propágulos o poseer algunos pigmentos fotoprotectores (Bowker et al. 2002; Bowker et al., 2007) que les permiten soportar altas insolaciones. Gracias a todas estas adaptaciones, las biocostras son capaces de colonizar los primeros milímetros de los suelos donde la vegetación no puede crecer debido a la escasez hídrica, o debido a la pobre estructura, baja estabilidad, y poca materia orgánica (Singer, 1991), por lo que no compiten por la luz con las plantas vasculares (Benalp et al., 2003) y asumen un rol más importante a medida que aumenta la adversidad de las condiciones ambientales.

Las biocostras constituyen la frontera entre el suelo y la atmósfera, por lo que desempeñan un papel crucial regulando el intercambio de agua, gas y nutrientes (Belnap et al, 2005). Actúan agregando y adhiriendo partículas finas del suelo, estabilizando la superficie del suelo,

protegiéndolo de la erosión del viento y del agua (Eldridge y Greene, 1994; Chamizo et al., 2012b). Contribuyen a la fijación de carbono y nitrógeno (Housman et al., 2006) aumentando la fertilidad de los suelos áridos y semiáridos (Zhang et al., 2005; Chamizo et al., 2012). Las biocostras son responsables del principal input de nutrientes en los espacios entre vegetación (Evans y Lange, 2003). A través de su influencia en la rugosidad, el albedo, la porosidad, intervienen en los procesos hídricos, como infiltración, escorrentía, evaporación y humedad del suelo (Chamizo et al., 2016). Por todo ello, la supervivencia de las plantas vasculares está muy ligada a las biocostras, puesto que éstas modifican las propiedades del suelo (Eldridge y Greene, 1994; Chamizo et al., 2012a), a la vez que, la presencia de las plantas genera microambientes (sombra y condiciones algo más húmedas y temperaturas menos extremas) que según varios autores favorecen la sucesión de la biocostra (Maestre y Cortina 2002; Bowker et al., 2005; Bowker, 2007). Las especies que conforman esta comunidad siguen una dinámica sucesional; primero colonizan las cianobacterias y conforme mejoran las condiciones, van colonizando otras especies como algas verdes, musgo y líquenes.

Es especialmente interesante la implicación de las biocostras en la dinámica fuente-sumidero que caracteriza a los ecosistemas áridos y semiáridos (Figura 1). El paisaje semiárido es bastante heterogéneo, y está integrado por manchas de vegetación y en los claros entre la vegetación aparecen las biocostras. Cuando ocurre un evento de lluvia, la escorrentía se genera en las biocostras (ya que aunque su capacidad de infiltración es mayor que la del suelo desnudo, sigue siendo relativamente reducida y actúan como áreas fuente) y es redistribuida hacia la vegetación, que actúa como superficie de obstrucción de agua, sedimentos y nutrientes (sumideros; Ludwig et al., 2005; Puigdefábregas, 2005; Cantón et al., 2011). Este acoplamiento entre las biocostras (áreas fuente) y la vegetación (sumideros) reduce la pérdida de agua, nutrientes y sedimentos en el ecosistema (Rodríguez-Caballero et al., 2015). A la vez, se produce un aporte de nutrientes por parte de las biocostras a la vegetación, impulsando el crecimiento en las áreas cubiertas por vegetación, aumentando la capacidad para retener agua y nutrientes en futuros eventos lluviosos (Ludwig et al., 2005).

Por todo lo expuesto, parece lógico pensar que puede ser muy interesante planificar una restauración incorporando ambos componentes biocostras y plantas en aquellos ecosistemas en que antes de la degradación coexistían, tratando de maximizar los efectos positivos de las interacciones biocostras -plantas. Entre las biocostras, las cianobacterias son especialmente interesantes desde el punto de vista de la restauración por varias razones: 1) Tienen una gran habilidad para sobrevivir en ambientes de alto estrés hídrico y salino y toleran altas temperaturas e insolación; 2) De entre todos los organismos fotosintéticos, las cianobacterias habitan en el más amplio rango de hábitats ecológicos, encontrándose en todos los biomas y en casi todos los continentes y especialmente en ambientes extremos como los suelos más áridos y alcalinos; 3) Pueden ser cultivadas “ex situ” para obtener la cantidad de biomasa necesaria y de calidad con la que inocular suelos degradados; 4) Estabilizan el suelo y facilitan la colonización de especies pertenecientes a etapas sucesionales posteriores, como hongos y líquenes y posteriormente las plantas vasculares (Benalp y Eldridge, 2001; Lázaro et al., 2008).



Figura 1. Ilustración del proceso fuente-sumidero en una ladera dominada por biocostras (Román, 2014)

Sin embargo, no existen experiencias previas que evalúen el efecto de la restauración conjunta con biocostras y vegetación, lo cual dificulta la correcta planificación de una actuación de restauración que garantice su éxito. Este problema puede resolverse mediante el uso de modelos de simulación de escorrentía y erosión, que han demostrado buenos resultados en la simulación de la respuesta hidrológica de sistemas cubiertos por diferentes tipos de biocostras (ver Rodríguez-Caballero et al., 2015). Este proyecto pretende proporcionar una herramienta que permita decidir la configuración espacial de la vegetación combinada con la inoculación de biocostras en el suelo localizado en los claros entre plantas. Para identificar la configuración más eficaz evitando la pérdida de recursos (pérdida de agua y nutrientes por erosión y escorrentía) y maximizando la disponibilidad de agua para la vegetación, se propone modelizar diferentes distribuciones espaciales de la vegetación enfocadas a la captura del agua de escorrentía, combinándolas con la inoculación de biocostras, bajo tipos de lluvia representativos. Se analizarán los resultados de la modelización para establecer la configuración óptima.

1.5. Objetivos

Analizar mediante modelización espacialmente distribuida la eficacia de diferentes escenarios de restauración combinando la inoculación de cianobacterias con la reintroducción de las plantas vasculares nativas para reducir la erosión y maximizar la disponibilidad de agua para la vegetación.

Para la consecución de este objetivo se diseñaron diferentes escenarios de simulación para dar respuesta a dos objetivos específicos:

- 1) Comprobar si la inoculación del suelo con cianobacterias reduce la erosión y la escorrentía y favorece el aporte de agua a la vegetación respecto a suelos restaurados con plantas sin inocular con biocostras.
- 2) Identificar la configuración espacial del tándem cianobacterias-plantas que maximiza la captura de agua por la vegetación y reduce la erosión.

1.6. Hipótesis

La hipótesis de la que partimos es que la modelización espacialmente distribuida de la escorrentía y erosión a escala de ladera de diferentes configuraciones espaciales de restauración combinando plantas e inoculación con cianobacterias constituye una herramienta muy útil para identificar la configuración espacial más óptima de ambas componentes y garantizar así el éxito de la restauración. A través de la modelización pretendemos demostrar que la restauración con plantas y biocostras inoculadas tendrá mejores resultados (menos erosión) que si se restaura solo con plantas, especialmente si se distribuyen de forma que se mejore la captación de agua de escorrentía, ya que se reducirá la tasa de erosión a la vez que se favorecerá la supervivencia de las plantas. Si las áreas contribuyentes a las plantas están cubiertas por cianobacterias se reduciría la erosión por el efecto estabilizador de la superficie del suelo que hemos explicado anteriormente en la introducción. Además, las cianobacterias, si bien aumentan la infiltración respecto al suelo desnudo, siguen actuando como áreas fuente de agua para la vegetación. Las cianobacterias irán aumentando la fertilidad de los claros y proporcionarán nutrientes a las plantas aguas abajo. La combinación de la inoculación con cianobacterias con la reintroducción de las plantas vasculares nativas distribuyendo espacialmente ambos componentes en una matriz fuente-sumidero que maximice las interacciones positivas entre ambos provocará menores tasas de erosión. La modelización espacialmente distribuida de la respuesta de distintas configuraciones espaciales de suelo inoculado con cianobacterias y plantas permitirá identificar la configuración más eficiente.

2. MATERIAL Y METODOS

2.1. Area de estudio

El estudio se llevó a cabo en una cantera de roca caliza, situada al sureste de la Sierra de Gádor, Almería (España; Figura 2). La zona presenta un clima termomediterráneo semiárido,

con una temperatura media de 17,6 °C. La precipitación media anual es de 245 mm y se produce principalmente en otoño e invierno y la evapotranspiración potencial media es de 1225 mm/año. La zona de estudio está situada a una altitud de 370 m.s.n.m. sobre lodos calcítico-gipsíferos y arenas calcáreas completamente desprovistos de vegetación como resultado de la actividad minera (Luna et al., 2016b).

De forma natural, en las zonas que no han sido explotadas los principales suelos son Leptosoles (FAO-IUSS-ISRIC Working Group WRB, 2014). La vegetación potencial en la zona es esencialmente un espartal ya que la vegetación cercana al área explotada está dominada por el esparto (*Macrochloa tenacissima* (L.) Kunth = *Stipa tenacissima* L.), que está acompañada de especies arbustivas y herbáceas entre las que destacan *Anthyllis cytisoides* L., *Anthyllis terniflora* (Lag) Pau, *Rhamnus lycioides* L., *Thymus hyemalis* Lange. Estacionalmente, se pueden encontrar una gran diversidad de plantas anuales (*Avena barbata* Pott, *Rhagadiolus stellatus* (L.) Gaertn, *Linum strictum* L., *Moricandia foetida* Bourg. ex Coss, entre otras), alcanzando una cobertura del 5-10%. En los claros entre la vegetación son muy frecuentes las biocostras dominadas por líquenes y cianobacterias.



Figura 2: Localización de la zona de estudio e imagen de detalle de la parcela.

Dentro de la zona de estudio, para este trabajo, seleccionamos una ladera de aproximadamente 330 m² (25 x 15 m) con orientación sur, desprovista de suelo y de vegetación (Figura 2). Al principio del estudio, se adecuó el terreno alisando la pendiente con la ayuda de una retroexcavadora y se restauró la parcela con plántulas de *Macrochloa tenacissima*, con una densidad de plantas de 1 planta/m², sembradas a tresbolillo. En esta disposición las plantas se distribuyen en filas, a una distancia constante entre ellas, siendo la

posición de la planta, frente a la fila anterior y la posterior, alterna (González-López et al., 2013).



Figura 3. Imagen de la ladera donde se realizó el estudio

2.2. Selección del modelo y variables de entrada

2.2.1. Modelo LISEM

Para identificar la configuración espacial más eficaz reduciendo las pérdidas de agua y nutrientes y la erosión, seleccionamos el modelo de simulación de escorrentía y erosión LISEM (Limburg Soil Erosion Model). Los principios del modelo LISEM están descritos en detalle por Jetten y De Roo (2003), Baartman et al (2012) o Sánchez Moreno et al., (2014). Se trata de un modelo, integrado en un sistema de información geográfica (SIG), que a partir de mapas que describen la cubierta, topografía y propiedades del terreno, nos permite predecir la escorrentía y erosión producidas por una determinada lluvia. Como resultado, obtenemos, mapas de erosión, infiltración y escorrentía para los diferentes momentos del evento lluvioso que estamos simulando (depende de la resolución temporal), que nos describen el patrón espacial y temporal de los diferentes procesos. Además, LISEM nos permite incluir varios componentes dentro de un mismo píxel o celda. Esto es totalmente necesario en un clima semiárido en el que un mismo píxel con frecuencia está cubierto por una mezcla heterogénea de suelo desnudo, vegetación o biocostras, con diferentes propiedades hidrológicas y erosivas (Rodríguez-Caballero et al., 2015). Cada componente superficial está cuantificado por un mapa que describe su cobertura dentro de cada pixel y una serie de mapas de las diferentes variables que controlan su comportamiento hidrológico y erosivo. Cabe destacar que el modelo LISEM incluye algunas de las propiedades del suelo que se ha descubierto que están fuertemente controladas las biocostras y ha sido previamente utilizado para simular el efecto de las biocostras en la generación de escorrentía y la erosión en un ecosistema parecido y bajo condiciones naturales con muy buenos resultados (Rodríguez-Caballero et al., 2015). La

resolución espacial de los diferentes mapas de cobertura, y propiedades del terreno se fijó a 0,05cm (es decir cada pixel tiene un tamaño de 0,05 x 0,05 cm), de acuerdo con la resolución espacial del modelo digital de elevaciones (DEM) de la ladera.

2.2.2. Eventos lluviosos

Desde Julio de 2014 se viene registrando la precipitación total sobre la zona de estudio cada 5 minutos, con un pluviómetro situado en la zona de explotación, a unas decenas de metros de donde se localiza nuestra parcela. Los datos de precipitación muestran un total de 197.41 mm de precipitación para el periodo de estudio (18 meses), distribuidos en 18 eventos, con una media de 10.96 mm y 4.8 mm h⁻¹ por evento (Tabla 3). Para identificar los diferentes eventos, hemos considerado que entre un evento y otro debería pasar un mínimo de 6 h sin precipitación (Rodríguez-Caballero, et al., 2014). Un evento tenía que sumar mínimo 3 mm de volumen para ser considerado como tal, ya que las lluvias más pequeñas, no producen escorrentía (Rodríguez-Caballero et al., 2015).

2.2.3. Obtención del Modelo Digital de Elevaciones

El primer paso fue elaborar un MDE (Figura 5) que representara la topografía de la ladera sobre la que se iba a realizar la restauración y sobre la que queremos simular el efecto que tendría la inoculación de costras biológicas y las diferentes configuraciones espaciales de vegetación. Para ello, al principio del experimento (Julio, 2014) escaneamos la ladera, con un láser escáner terrestre (TLS, por sus siglas en inglés) LeicaScanStation-2 (LeicaGeosystems). Este escáner posee una visión horizontal de 360º vertical de 270º, con un alcance de 300m y tiene una precisión de 1mm (Rodríguez-Caballero et al., 2012). Se realizaron dos escaneos, para minimizar las oclusiones producidas por la vegetación y la topografía del terreno; uno desde la parte alta de la ladera y otro desde la parte baja. Posteriormente, se unieron ambas nubes de puntos mediante el uso de 4 dianas de referencia comunes a los dos escaneos. Una vez obtenida la nube de puntos definitiva (Figura 4 a), tras unir los dos escaneos, se eliminaron los puntos correspondientes a la vegetación de forma manual (Figura 4b) y se construyó el MDE de la ladera con una resolución espacial de 0.05m.

Para obtener el volumen de suelo erosionado durante el periodo de estudio, se repitió este proceso al final del periodo de estudio, en Diciembre de 2015. La diferencia de los dos escaneos nos permitió calcular el volumen de suelo erosionado que se había producido en el período de estudio para calibrar y validar nuestro modelo

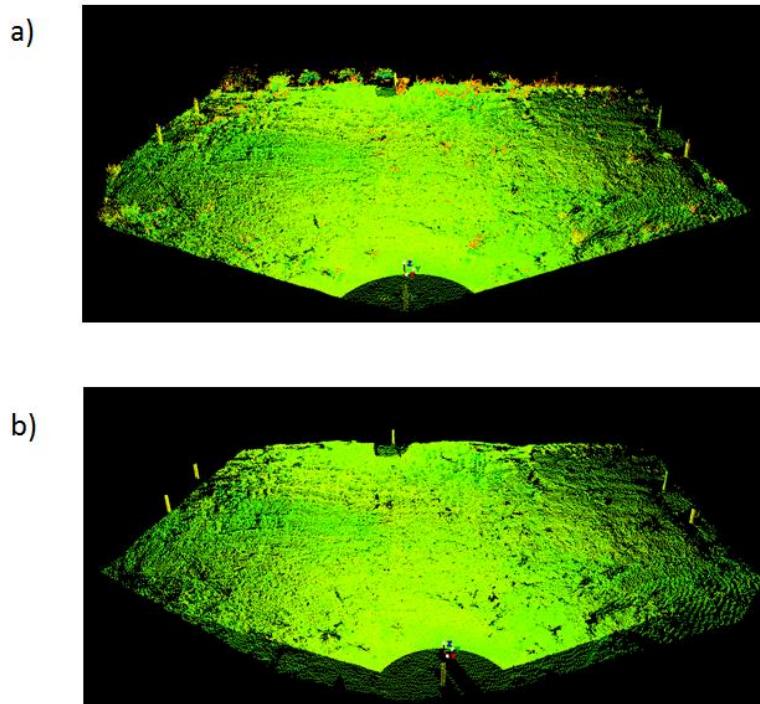


Figura 4: Nubes de puntos en el software Cyclone. La imagen a) representa la nube de puntos con vegetación y la imagen b) representa la nube de puntos sin vegetación.

2.2.4. Obtención de las variables de entrada en el modelo

2.2.4.1. Mapas derivados del MDE

A partir del MDE original (Julio 2014) calculamos los mapas de dirección de flujo, red de drenaje y pendiente de ladera restaurada sobre la que realizamos las simulaciones. La dirección de flujo se calculó mediante el algoritmo de dirección de flujo D-8 (O'Callaghan y Mark, 1984; Jenson y Domínguez, 1988). Este mismo mapa se usó posteriormente para el cálculo del área de contribución o flujo de agua acumulada en cada pixel. La pendiente se obtuvo utilizando el método de diferencia finita de tercer orden propuesto por Horn (1981)

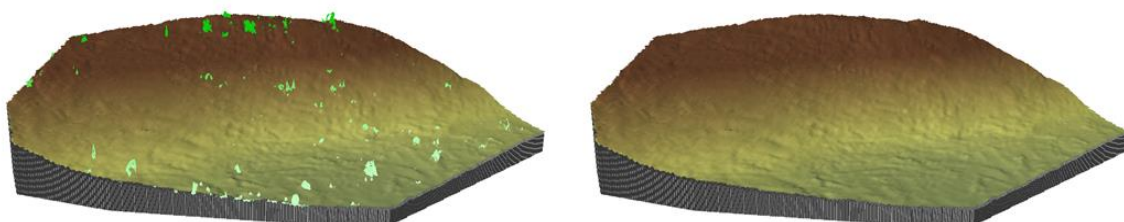


Figura 5. MDE con vegetación (izquierda) y MDE sin vegetación (derecha).

2.2.4.2. Mapas de los componentes de la superficie

Para caracterizar la distribución espacial de la vegetación y su cobertura utilizamos la nube de puntos adquirida a través del láser escáner terrestre al principio del estudio. A partir de esta nube de puntos se identificaron los puntos correspondientes a suelo y vegetación y calculamos la cobertura de vegetación en cada pixel como la fracción de puntos de vegetación del total de puntos dentro del píxel (Figura 5). La fracción cubierta por suelo desnudo fue aquella parte del pixel no cubierta por vegetación.

Una vez conocida la cobertura de vegetación, utilizamos ésta para estimar el índice de área foliar o LAI (por sus siglas en inglés, Leaf Area Index), que representa el área de hojas por unidad de área de superficie y que se usa para calcular la capacidad de almacenamiento de agua de la cubierta vegetal. Para ello utilizamos la ecuación descrita por Ramirez et al., (2007) (Ecuación 1).

$$LAI = 1,99 \times C \quad (1)$$

donde LAI representa el índice de área foliar ($m^2 m^{-2}$) y 1.99 es el área de hoja de *M. tennacisima* por unidad de superficie cubierta (m) y C cobertura de vegetación (área de pixel cubierta por vegetación en tanto por 1).

La altura de la vegetación, que es otra variable de entrada en el modelo, se calculó para cada pixel como la máxima diferencia entre todos los puntos, de la nube de puntos original, contenidos dentro de un pixel.

2.2.4.3. Propiedades hidrológicas

De entre las diferentes opciones o modelos de simulación de escorrentía que nos permite LISEM, para simular la infiltración elegimos la ecuación de Green y Ampt (1911), que ha sido ampliamente utilizada con exitosos resultados en ambientes semiáridos (Bartman et al., 2012; Boer y Puigdefábregas, 2005, entre otros) y que ha demostrado ajustarse muy bien a dichas condiciones y además proporcionando buenos resultados cuando se ha aplicado en escenarios con biocostras (Rodríguez-Caballero et al., 2015). Las variables necesarias para modelizar la infiltración mediante la ecuación de Green and Amp en el modelo LISEM son: i) conductividad hidráulica (Ks), ii) el máximo contenido de agua del suelo (θ_s), iii) el contenido de agua del suelo al inicio de la simulación (θ_i), iv) tensión hídrica en el frente de humectación (PSI) y v) la profundidad o espesor del suelo. Los valores de estos parámetros se han obtenido a partir de trabajos previos en la zona de estudio, o en zonas cercanas con suelos y comunidades de biocostras similares cuando no estaban disponibles en la zona de estudio (Chamizo, 2012; Rodríguez-Caballero et al., 2015; Luna, 2016b). Los valores de Ks del suelo desnudo ese obtuvieron de la tasa de infiltración estable después de una hora de simulación de lluvia en una zona cercana sobre suelos muy parecidos (Chamizo et al., 2012), mientras que la Ks de la vegetación se obtuvo de simulaciones de lluvia realizadas en parcelas restauradas en esta misma zona (Luna, 2016c). θ_s se calculó como la porosidad del suelo al inicio de la restauración usando los valores publicados en trabajos previos de restauración localizados en la misma zona de estudio (Luna et al., 2016c) y se fijó una profundidad del suelo de 30 cm, que es el valor medio de varias medidas realizadas sobre la ladera. Los valores de θ_i y PSI se obtuvieron de los valores utilizados para condiciones secas en una zona cercana con suelos con similares propiedades hidrológicas (Rodríguez-Caballero et al., 2015).

Tabla 1. Valores asignados a las variables hidrológicas que intervienen en nuestro modelo. Ksat es la conductividad hidráulica, θ_s es el contenido máximo de agua del suelo, θ_i es el contenido de agua del suelo al inicio de la simulación y PSI es la tensión hídrica en el frente de humectación. θ_s , θ_i y PSI tienen un único valor para los tres tipos de cubiertas ya que se trata del mismo suelo.

Variables hidrológicas			
Variable	Con costra	Sin costra	Bajo planta
Ksat (mm h ⁻¹)	10	3	25
θ_s	0.22	0.22	0.22
θ_i	0.07	0.07	0.07
PSI (cm)	80	80	80

Para la simulación del efecto de la inoculación de biocostra de cianobacterias, se superpuso una capa con una Ks 10 mm h⁻¹ (de acuerdo con la infiltración estable después de una hora de simulación de lluvia en un suelo colonizado por una costra incipientes de cianobacterias; Chamizo et al., 2012), a todas los pixeles clasificados como suelo desnudo. El espesor asignado a esta capa fue de 3 cm, que es el espesor descrito por Miralles-Mellado et al. (2012) a partir de micromorfología.

2.2.4.4. Propiedades de la superficie del suelo

El modelo LISEM simula la erosión que se produce durante el evento de lluvia en función de la escorrentía generada, y una serie de propiedades de la superficie del suelo. Las propiedades utilizadas son la rugosidad aleatoria (RR), la resistencia al flujo de la superficie (n de Manning), la estabilidad de los agregados, la cohesión (COH) y la mediana de la distribución de la variable textura del suelo (D50). Cada una de estas propiedades se calculó para los diferentes componentes superficiales por separado (suelo desnudo, vegetación y suelo inoculado con biocostras).

La rugosidad aleatoria de cada uno de los componentes superficiales se calculó como la desviación estándar de las alturas de la superficie del terreno (Ecuación 2) en una nube de puntos adquirida por el TLS con 5mm de resolución espacial (ver Rodríguez-Caballero et al., 2012 y 2015 para más detalle).

$$RR = \sqrt{(\sum_{i=1}^{i=N} (z - \mu)^2) / (1 - N)} \quad (2)$$

donde RR es la rugosidad aleatoria, N es el número de puntos, z es la altura de cada punto después de eliminar el efecto de la pendiente y μ es la altura media después de eliminar el efecto de la pendiente.

La n de manning se calculó a partir de la RR, según la ecuación de Rahimi (2012) (Ecuación 3).

$$n = 5.6 \times 10^{-3} \exp(1.361RR) \quad (3)$$

donde n es la n de Manning y RR es la rugosidad aleatoria.

Para el cálculo de la estabilidad de los agregados del suelo tomamos 20 muestras de suelo desnudo y costra biológica de la zona de estudio. Estas muestras se tamizaron en tamices de 4 y 5 mm, de manera que seleccionamos los que se quedan en medio. Posteriormente realizamos el test de la gota o test de estabilidad de los agregados del suelo (Imeson y Vis, 1984). En este test se cuantifica la media de gotas que hacen falta para romper el agregado.

La cohesión superficial del suelo y del suelo cubierto por costra biológica se midió en campo mediante un torvane. Este instrumento mide la fuerza que hace falta aplicar al suelo para romper su estructura. Tomamos tres medidas en el suelo desnudo y en zonas cubiertas por biocostras. Para calcular la cohesión adicional por el efecto de las raíces, utilizamos la ecuación 4. Se trata de un valor de calibración, ya que el test del torvane no tiene en cuenta el efecto de las raíces. Por eso, este dato viene influido por la cobertura de vegetación, mediante la siguiente ecuación:

$$COHADD = Cx[COH_{bajo\ planta} - COH_{suelo\ desnudo}] \quad (4)$$

donde COHADD es la cohesión adicional que produce el efecto de las raíces (kPa) y C es la cobertura de vegetación (área de pixel cubierta por vegetación en tanto por 1), $COH_{bajo\ planta}$ es la cohesión obtenida bajo planta (kPa) y $COH_{costra\ física}$ es la cohesión en suelo con costra física (kPa).

Los mapas finales para cada escenario y configuración se calcularon como el valor de cada propiedad y componente multiplicado por la fracción de pixel cubierta por este componente.

Tabla 2. Propiedades de la superficie del suelo que intervienen en el modelo LISEM: la rugosidad aleatoria (RR), n-Manning, estabilidad de los agregados (expresado en número de gotas), cohesión, cohesión adicional y la mediana de la textura del suelo (D50). Este último dato tiene un único valor para los tres tipos de cubiertas.

Propiedades de la superficie del suelo			
Variable	Con costra	Sin costra	Bajo planta
RR (cm)	0,84	0,40	-
n-Manning	0,02	0,01	-
Estabilidad agregados	100	6,2	5,3
Cohesión (kPa)	31,38	21,9	31,38
Cohesión adicional (kPa)	-	-	9,48
D50 (μm)	5	5	5

2.3. Calibración y validación del modelo

Cuando se trabaja con modelos de simulación de escorrentía y erosión es necesario realizar una calibración del modelo, para ajustar la gran variabilidad temporal y espacial que existe en las propiedades hidrológicas y erosivas del suelo (Jetten and De Roo 1999). En nuestro caso, como no disponíamos de datos detallados de cada evento lluvioso, utilizamos la erosión total medida

durante el periodo de estudio para ajustar y calibrar el modelo. Para ello calculamos el volumen total de erosión, a partir de la diferencia entre el MDE obtenido al principio del experimento y el MDE obtenido al final del experimento, y asumiendo una densidad aparente del suelo de 1.3 g cm^{-3} (Luna et al., 2015). Una vez conocida la erosión real, simulamos los 18 eventos de lluvia sobre la ladera en condiciones reales después de la restauración realizada al inicio del experimento, ajustando los valores de (Ks y n-manning) de tal forma que se minimice la diferencia entre la erosión real y la simulada.

2.4. Configuraciones de la distribución espacial de la vegetación

Una vez validado y calibrado nuestro modelo, lo utilizamos para planificar o simular diferentes configuraciones espaciales de la vegetación y el efecto de la inoculación de biocostras de cianobacterias para que el mejor resultado pueda implementarse en futuras restauraciones realizadas sobre la misma zona de estudio. Al igual que en la restauración original, la densidad de plantas, se adecúa a la densidad de plantas en la zona no alterada de referencia. Para las simulaciones, seleccionamos 6 configuraciones espaciales diferentes (Figura 6). Las diferentes configuraciones espaciales integraban tres estrategias diferentes de distribución espacial de la vegetación enfocadas todas ellas a la captura de agua de escorrentía y nutrientes. La primera (Figura 6a y Figura 6b) presenta un aumento de la vegetación en la zona más baja de la parcela. La zona más baja es la que recoge el flujo que se produce ladera arriba, por lo que si situamos las plantas ahí, estas captarán esta agua y la aprovecharán para su desarrollo. La segunda configuración (Figura 6c y Figura 6d) se trataba de las plantas distribuidas a tresbolillo. Las plantas se distribuyen en filas, a una distancia constante entre ellas, pero la posición de la planta, frente a la fila anterior y la posterior es alterna (González López et al., 2013), de esta forma se consigue disminuir la longitud de la ladera, minimizando los procesos erosivos. Por último, la última distribución (Figura 6e y Figura 6f) localiza las plantas en las zonas de mayor acumulación de agua. Para ello usamos el índice topográfico Wetness Index descrito por Beven y Kirkby (1979), que tradicionalmente se ha usado para describir los efectos de la topografía sobre la localización y tamaño de las áreas fuente de escorrentía generada al excederse la capacidad de almacenamiento de agua del suelo, escorrentía por saturación. Moore et al. (1988) encontraron una fuerte correlación entre la distribución de éste índice y la distribución del contenido en agua de la superficie del suelo en cuencas pequeñas, bajo condiciones de flujo estacionario. Este atributo topográfico viene definido por la ecuación 5. Se obtiene a partir del área de contribución y la pendiente, mediante la siguiente fórmula:

$$WI = \ln\left(\frac{As}{\tan\beta}\right) \quad (5)$$

donde As es el área de contribución específica (en $\text{m}^2 \text{ m}^{-1}$) y β es la pendiente expresada en radianes y \tan es tangente

Cada una de estas estrategias se simuló con plantas individuales (configuraciones 1, 3 y 5) y mediante la introducción de las plantas formando islas de vegetación (configuraciones 2, 4 y 6), para ver si éstas mejoran la captación de agua y reducen la erosión de la parcela respecto a las plantas individuales. Cada isla de fertilidad tenía un área de $1 \times 0,75 \text{ m}$ y estaba compuesta por 4 individuos distribuidos de manera que había 2 individuos en la primera fila alternamente y en la última, en el centro de cada píxel. Después los polígonos fueron eliminados.

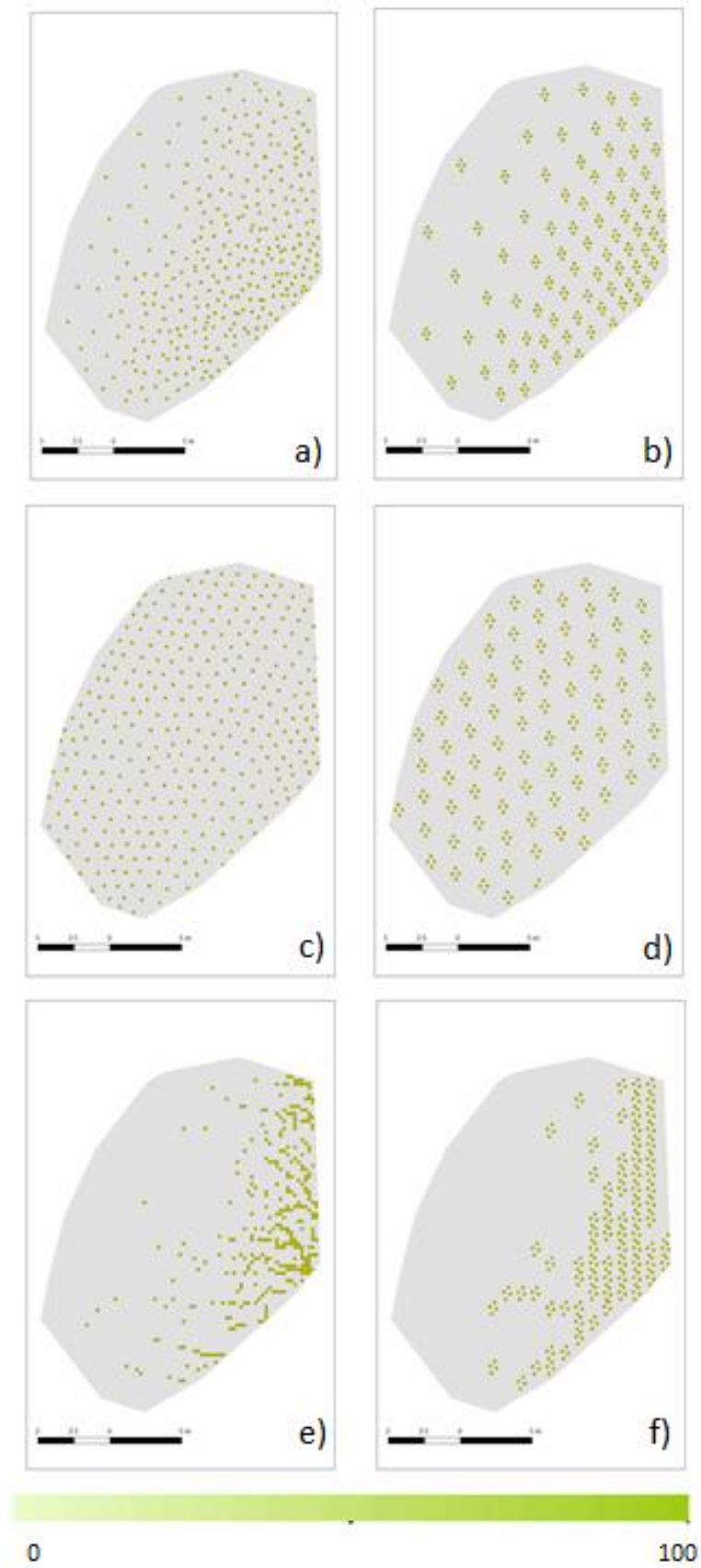


Figura 6. Configuraciones de la vegetación seleccionadas para las diferentes simulaciones (plantas de 25x25cm). a) Configuración 1, plantas en la parte baja de la ladera; b) configuración 2, islas de vegetación parte baja de la ladera; c) configuración 3, plantas tresbolillo; d) configuración 4, islas de vegetación tresbolillo; e) configuración 5, plantas WI; y f) configuración 6, islas vegetación WI.

Cada configuración se simuló con dos tamaños de plantas, simulando el efecto de la vegetación recién introducida y años después de la restauración. En el primer caso cada planta se simuló como una mancha con un efecto sobre el suelo de 25 x 25 cm y una cobertura de 100% de vegetación sobre esos píxeles y una altura de planta de 30 cm, en base a medidas sobre plántulas previamente reintroducidas en la zona de estudio, tras unos 18 meses desde la reintroducción. Para la simulación de las plantas adultas se consideró un tamaño de *M. tenacissima* después del primer año de crecimiento, es decir, de 50 x 50 cm y con una altura de 30 cm, en base al tamaño de esta especie en parcelas colindantes cuyas restauraciones se llevaron a cabo años anteriores.

Además, todas las simulaciones se repitieron, considerando el efecto de la inoculación con costra biológica de cianobacterias en el suelo desnudo. Para las simulaciones con biocostras, se asignaron valores diferentes de las propiedades de la superficie del suelo y de sus propiedades hídricas. Además, la infiltración del modelo la dividimos en una primera capa (la más superficial) de 3 cm, que tendría las características de los suelos con biocostras y una segunda capa de 27 cm que tendría las propiedades del suelo sin biocostra. Los valores que se aplicaron para cada una de las propiedades vienen expresados en las tablas 1 y 2.

Para analizar el efecto de la distribución espacial de la vegetación y la inoculación con cianobacterias frente a diferentes tipos de lluvia, se ejecutó el modelo simulando la respuesta hidrológica de cada distribución espacial, con y sin costra biológica con dos lluvias diferentes. Primero se simuló como responden frente a lluvias de baja intensidad, que son la mayoría de los eventos lluviosos registrados en la zona de estudio (15 mmh^{-1} durante 30 min). Una vez conocida su respuesta frente a lluvias de baja intensidad, analizamos la respuesta de las diferentes configuraciones espaciales frente a lluvias intensas (55 mmh^{-1}), que son las que producen mayores tasas de escorrentía y controlan la erosión anual.

3. RESULTADOS

3.1. Validación del modelo

Durante el periodo de estudio considerado para la validación del modelo se produjeron 18 eventos de lluvia (Tabla 3) con un total de 197,41 mm, con una media de 10,97 mm por evento. Dichas lluvias produjeron en conjunto una pérdida real de suelo de 2,81 ton. El evento 16, con 31,6 mm de precipitación total fue el que generó la mayor tasa de escorrentía (13,77mm). La intensidad media de los diferentes eventos fue de $4,82 \text{ mmh}^{-1}$, siendo el evento 18 el que tuvo una mayor intensidad.

La aplicación del modelo LISEM a todos los eventos que tuvieron lugar en el periodo de estudio ofreció buenos resultados con una tasa de escorrentía total de 51,99 mm (Tabla 3), una infiltración total de 142,34 L (con una media de 7,91 mm por evento; Tabla 3) y una pérdida de suelo de 3,31 ton (que frente a la erosión real medida con el laser escáner terrestre representa un RMSE de 17.79 %, con respecto a la medida real de erosión; Tabla 3). Si analizamos cada evento por separado, vemos que hubo una gran variabilidad entre eventos en la cantidad de escorrentía y erosión producidos, la cual estuvo principalmente controlada por las propiedades de la lluvia. Por norma general, los eventos que registraron mayores valores de escorrentía y de pérdida de suelo fueron los de mayor intensidad y volumen de precipitación, siendo el evento 16, con la mayor cantidad de precipitación (31,6mm) el que generó la mayor tasa de escorrentía (13,77 mm) y erosión (con $25,15 \text{ tonha}^{-1}$).

Tabla 3. Descripción de los eventos de lluvia (volumen, intensidad media (int. media), intensidad máxima (int. máxima)) y resultados de la simulación en condiciones reales (escorrentía, pérdida de suelo e infiltración (infiltrac.) totales y medios) para cada evento.

Día	Evento	Lluvia Total (mm)	Int. Media (mm/h)	Int. Máxima (mm/h)	Escorrentía (mm)	Perdida suelo (ton)	Infiltrac. (mm)
27/09/14	1	3,4	1,65	4,8	0	0,02	3,21
29/09/14	2	6,60	7,80	28,81	1,83	0,11	4,52
01/10/14	3	13	4,94	9,6	1,72	0,17	11,15
11/10/14	4	4,6	2,59	7,20	0,06	0,03	4,31
14/10/14	5	9	3,6	9,6	0,71	0,10	7,46
04/11/14	6	14,8	4,11	16,8	2,86	0,23	11,71
11/11/14	7	3	2,7	4,8	0,00	0,02	2,87
28/11/14	8	6,4	1,59	2,4	0,15	0,04	6,19
29/11/14	9	6,6	6,78	24	1,60	0,11	4,95
14/12/14	10	7,6	2,07	4,80	0,27	0,06	7,27
17/02/15	11	10,8	2,53	9,60	0,28	0,08	10,53
18/03/15	12	10,6	3,99	4,80	0,13	0,07	10,41
20/03/15	13	12,20	7,44	31,21	6,05	0,33	6,08
23/03/15	14	11	3,49	12,00	2,11	0,17	8,80
18/10/15	15	9,2	5,36	19,20	1,59	0,14	7,54
20/10/15	16	31,6	8,97	24,00	13,77	0,83	17,60
26/10/15	17	18,6	5,17	16,80	6,23	0,43	12,11
01/11/15	18	18,40	12,04	81,62	12,62	0,38	5,61
Total		197,41	86,81		51,99	3,31	142,34
Media		10,97	4,82		2,89	0,18	7,91

El análisis de la distribución espacial de la generación de escorrentía, infiltración y erosión estimadas por el modelo LISEM (Figura 7), muestra como la infiltración (Figura 7c) es considerablemente mayor en las zonas en las que se observó una mayor cobertura de vegetación (Figura 7a). La erosión (Figura 7d), se concentró en las zonas donde se observaron flujos preferentes de escorrentía, por lo que ambas variables mostraron patrones similares, con valores más altos en las zonas donde hay más suelo desnudo. La infiltración (Figura 7c), presenta también una distribución dependiente de la vegetación, con valores más altos donde ésta está presente.

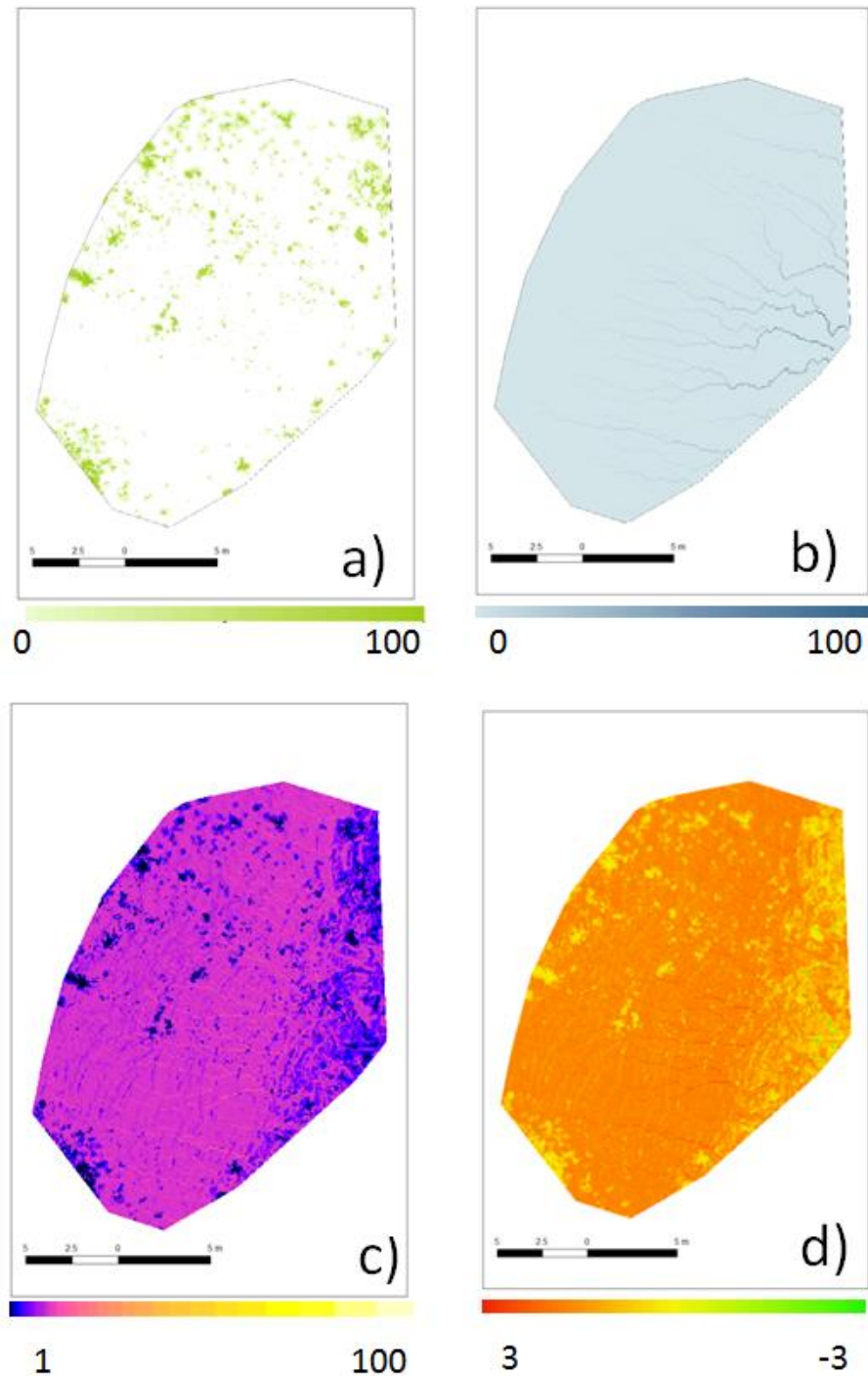


Figura 7. Resultado de la simulación en condiciones reales a) cobertura de vegetación de la parcela, b) coeficiente de escorrentía (%), c) infiltración acumulada (L) y d) pérdida de suelo total (kg).

3.2. Efecto de la distribución espacial de la vegetación sobre la generación de escorrentía, infiltración y erosión

Los resultados de las simulaciones implementadas con el modelo LISEM para las diferentes configuraciones se muestran en las Tablas 4, 5, 6, 7, 8 y 9. Los datos obtenidos en las simulaciones muestran que la reintroducción de vegetación en la ladera degradada reduce de forma considerable la escorrentía, aumenta la infiltración y disminuye la erosión (Tabla 4 y

Tabla 5) con respecto a la situación en la que no se produjo ninguna actuación sobre la ladera (suelo desnudo, sin veg). Además, este efecto aumenta a medida que la cantidad e intensidad de precipitación son mayores. Como muestra la tabla 5, la tasa de escorrentía total durante un evento simulado de 55 mm h^{-1} de intensidad constante durante 30 minutos en la ladera sin restaurar fue de 84 % (Tabla 5), es decir solo se infiltró un 26% del agua que llovió, con una infiltración total de 1281 L (Tabla 4) y se produjo una erosión total en la ladera de 253 kg (Tabla 5). La introducción de vegetación con una densidad de 1 planta m^{-2} aumentó la infiltración en más de 1500 L, redujo la escorrentía a 77-80% y redujo la erosión en torno a 240 Kg, con respecto a la simulación de la ladera sin restaurar (Tabla 4 y Tabla 5).

Tabla 4. Infiltración obtenida en los claros y en las manchas de vegetación tras la simulación de una lluvia de 55 mm h^{-1} de intensidad constante durante 30 minutos y asumiendo plantas poco desarrolladas ($25 \times 25 \text{ cm}$), representando las primeras etapas tras la restauración. Se presentan los resultados obtenidos para las 6 configuraciones espaciales propuestas, además de la simulación sin vegetación, incluyendo dos escenarios sin inocular cianobacterias en los claros entre plantas e inoculando cianobacterias en los claros.

Plantas 25cm Intensidad de la lluvia 55 mm h^{-1}						
Configuración	Area	Sin costra		Con costra		
		Tasa de infiltración (mm)	Infiltración Total (L)	Tasa de infiltración (mm)	Infiltración total (L)	
Sin veg	Claro	330,13	3,88	1281,65	9,68	3195,39
	Veg	-----	-----	-----	-----	-----
	Total	330,13	3,88	1281,65	9,68	33,56
1	Claro	315,14	3,88	1223,8	9,68	3050,30
	Veg	14,99	21,97	329,28	20,97	314,28
	Total	330,13	4,70	1553,08	10,19	3364,57
2	Claro	314,61	3,88	1221,98	9,68	3045,78
	Veg	15,51	21,84	338,73	20,89	324,06
	Total	330,12	4,73	1560,72	10,21	3369,84
3	Claro	314,82	3,88	1222,03	9,67	3045,89
	Veg	15,30	22,25	340,50	21,12	323,17
	Total	330,13	4,73	1562,54	10,21	3369,06
4	Claro	314,56	3,88	1220,69	9,67	3042,56
	Veg	15,57	22,24	346,16	21,18	329,72
	Total	330,13	4,75	1566,86	10,22	3372,28
5	Claro	313,48	3,88	1217,75	9,69	3036,13
	Veg	16,64	23,46	390,51	22,34	371,87
	Total	330,13	4,87	1608,26	10,32	3407,99
6	Claro	314,61	3,89	1222,93	9,69	3048,14
	Veg	15,52	21,36	331,40	20,53	318,47
	Total	330,12	4,71	1554,33	10,20	3366,60

En las diferentes configuraciones ensayadas la vegetación fue capaz de infiltrar un total que osciló entre 329 y 390 L (Tabla 4), el cual representa entre el 21-24% de la infiltración total, infiltrando así los claros entre vegetación entre 83-87%.

Aunque todas las configuraciones simuladas presentaron resultados con valores muy similares, la que distribución espacial que produjo un mayor aumento de la infiltración y una mayor reducción de la erosión fue la configuración 5, con 1608 L infiltrados y 240 kg erosionados, mientras que la configuración 1, con una infiltración de 1553 y 243 kg de pérdida de suelo, fue la que produjo peores resultados.

Tabla 5. Resultados de la erosión y la tasa de escorrentía (TE) obtenidos en las simulaciones con plantas poco desarrolladas (25x25cm), representando las primeras etapas tras la restauración, simulando dos lluvias una de intensidad constante de 15 mm h⁻¹ durante 30 minutos y otra con intensidad constante de 55 mm h⁻¹ durante 30 minutos. Se presentan los resultados obtenidos para las 6 configuraciones espaciales propuestas, además de la simulación sin vegetación, incluyendo dos escenarios sin inocular cianobacterias en los claros entre plantas e inoculando cianobacterias en los claros.

	Intensidad de lluvia 55mmh ⁻¹				Intensidad de lluvia 15mmh ⁻¹			
	Sin costra		Con costra		Sin costra		Con costra	
	Erosión (kg)	TE (%)	Erosión (kg)	TE (%)	Erosión (kg)	TE (%)	Erosión (kg)	TE (%)
Sin veg	253,07	84,28	73,18	84,28	68,29	23,76	7,18	23,76
Conf 1	243,27	80,35	73,18	59,75	64,88	21,15	6,70	0
Conf 2	242,99	80,19	73,15	59,59	64,80	21,11	6,76	0
Conf 3	243,17	80,44	73,22	59,96	64,77	20,92	6,68	0
Conf 4	243,14	80,37	73,27	59,88	64,81	20,98	6,70	0
Conf 5	240,84	77,17	73,04	55,80	63,98	20,27	6,86	0
Conf 6	242,55	80,17	72,88	59,53	64,59	21,28	6,72	0

En todas las distribuciones espaciales, la escorrentía se generó principalmente en las zonas de suelo desnudo y la mayor infiltración se produce en las zonas de vegetación (Figura 8). La distribución espacial de la erosión estuvo controlada por la generación de escorrentía. Como vemos en la figura 9, las mayores tasas de erosión se localizaron en los flujos preferentes de escorrentía y disminuyeron notablemente bajo las plantas.

Durante las lluvias más débiles, se produce menor escorrentía (Tabla 5), mayor infiltración (más del 50% de la lluvia total es infiltrada en la simulación sin vegetación; Tabla 6) y la tasa de erosión es menor que para la lluvia más intensa (Tabla 5). Además, como vemos en la tabla 6 se mantiene el efecto positivo de la vegetación, que aunque menores que en el evento intenso, presenta tasas de infiltración mayores comparándolo con el suelo desnudo para todas las configuraciones espaciales (11 a 12 mm m⁻²), lo cual representa un 7-9% del total de precipitación, mientras que un 47% se infiltra en las zonas de suelo desnudo y el resto escurrió ladera abajo. La erosión durante este tipo de eventos también se ve reducida en gran medida, en comparación con los eventos de gran intensidad. El modelo predice unos 240 kg totales de suelo que se pierde por erosión para la simulación de la lluvia intensa frente a unos 64 kg totales de pérdida de suelo para la simulación de una lluvia de baja intensidad. Al igual que durante las lluvias intensas, la mejor configuración espacial fue la configuración 5, con una tasa de infiltración de 8,54 mm/m² (Tabla 6), una escorrentía del 77% de lo que llueve (Tabla 5) y una erosión de 64 kg. Conviene destacar que, para ambas intensidades de lluvia, los valores son muy similares.

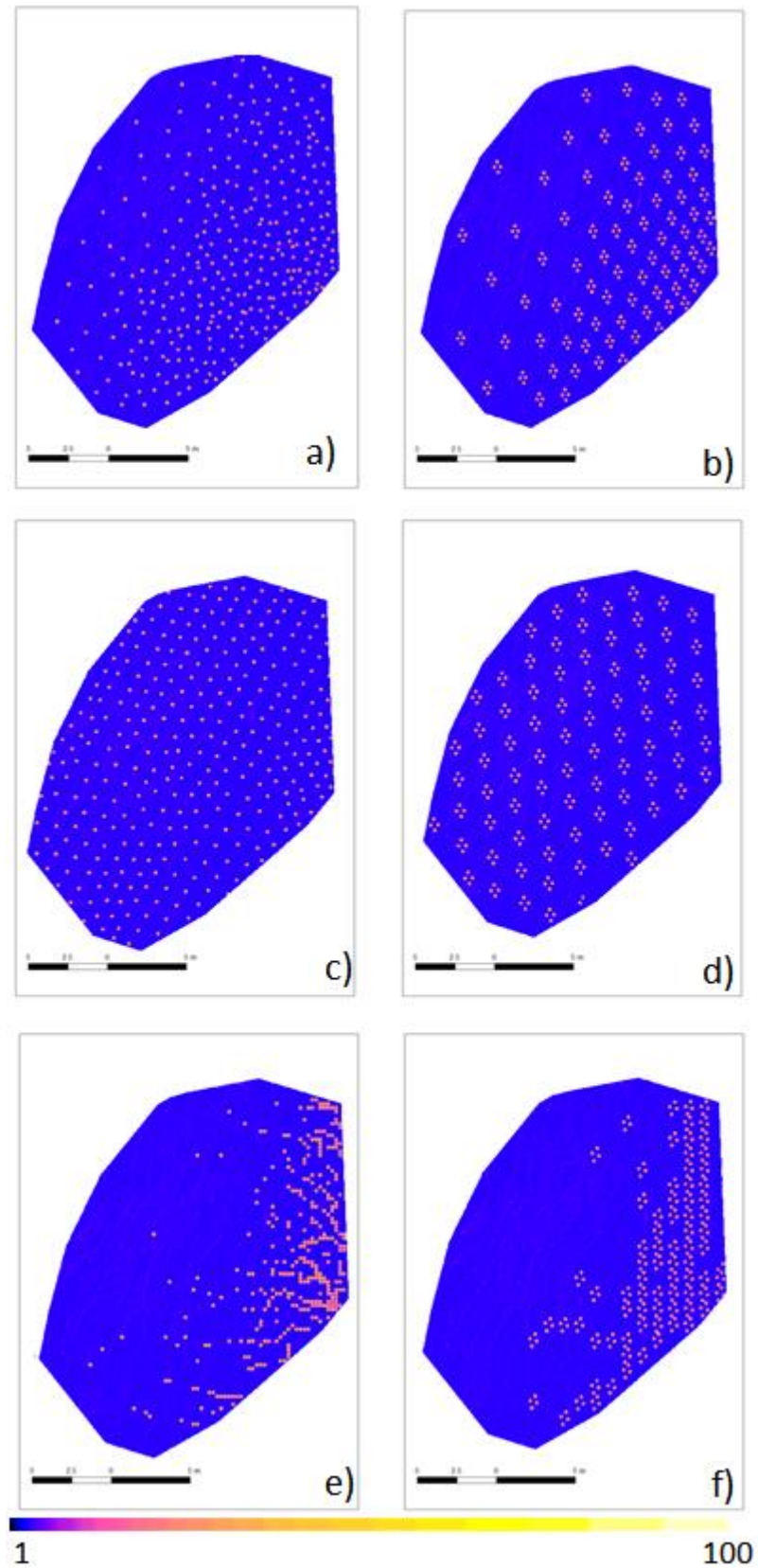


Figura 8. Mapas de la distribución espacial de la infiltración total acumulada (L) obtenida tras simular una lluvia de 55 mm h^{-1} de intensidad constante durante 30 minutos sobre la ladera restaurada con plantas poco desarrolladas ($25 \times 25 \text{ cm}$), representando las primeras etapas tras la restauración, y sin inoculación de biocostra de cianobacterias. Los mapas corresponden a cada una de las configuraciones espaciales de la vegetación consideradas; a) configuración 1, b) configuración 2, c) configuración 3, d) configuración 4, e) configuración 5 y f) configuración 6.

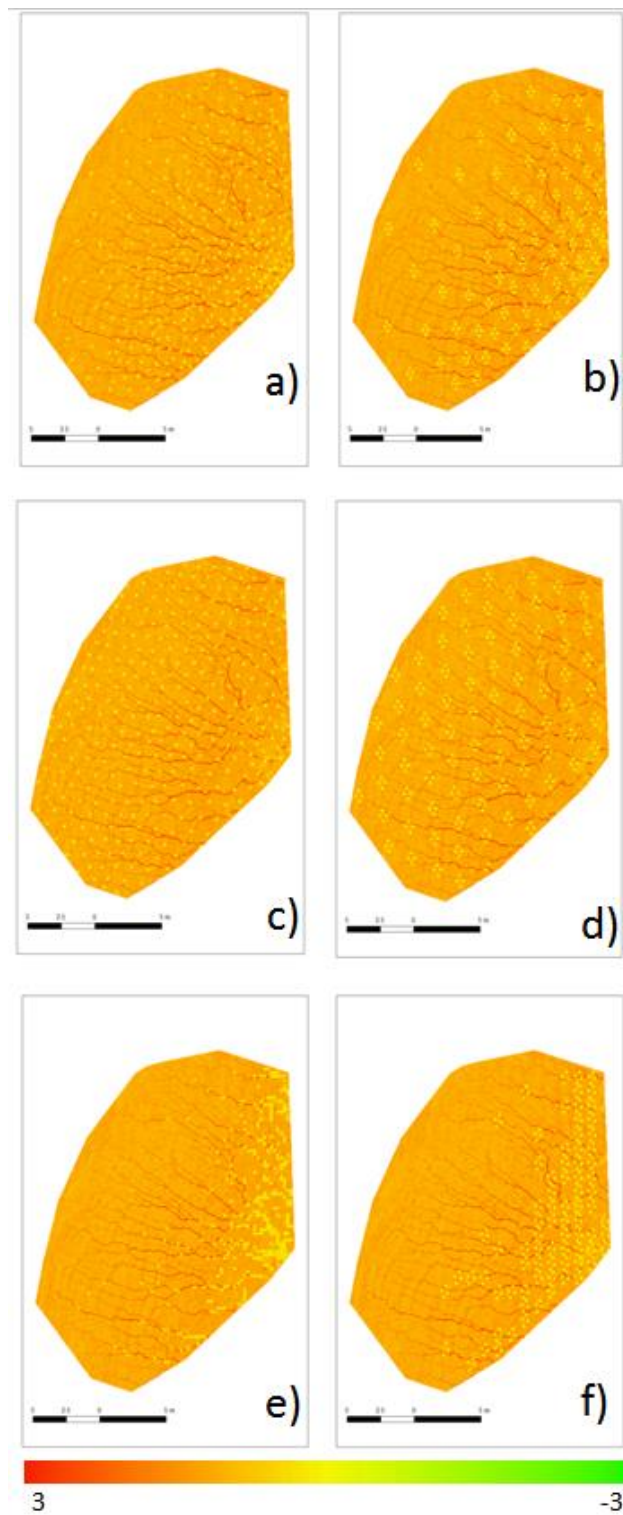


Figura 9. Mapas de la distribución espacial de la pérdida de suelo total (kg) obtenida tras simular una lluvia de 55 mm h⁻¹ de intensidad constante durante 30 minutos sobre la ladera restaurada con plantas poco desarrolladas (25x25cm), representando las primeras etapas tras la restauración, y sin inoculación de biocostra de cianobacterias. Los mapas corresponden a cada una de las configuraciones espaciales de la vegetación consideradas; a) configuración 1, b) configuración 2, c) configuración 3, d) configuración 4, e) configuración 5 y f) configuración 6. Los valores negativos indican deposición de sedimento (verde), mientras que los positivos indican pérdida de suelo (rojo).

Los patrones de distribución espacial de la infiltración y la erosión fueron muy similares a los obtenidos durante lluvias intensas, aunque al igual que ocurre con las tasas totales, las diferencias entre las manchas de vegetación y el suelo desnudo fueron menores (Figura 13 y Figura 14 del Anexo 1)

Tabla 6: Infiltración obtenida en los claros y en las manchas de vegetación tras la simulación de una lluvia de 15 mm h⁻¹ de intensidad constante durante 30 minutos y asumiendo plantas poco desarrolladas (25x25cm), representando las primeras etapas tras la restauración. Se presentan los resultados obtenidos para las 6 configuraciones espaciales propuestas, además de la simulación sin vegetación, incluyendo dos escenarios sin inocular cianobacterias en los claros entre plantas e inoculando cianobacterias en los claros.

Plantas 25 cm Intensidad de la lluvia 15mmh ⁻¹						
Configuración		Area (m ²)	Sin costra		Con costra	
			Tasa de infiltración (mm)	Infiltración Total (L)	Tasa de infiltración (mm)	Infiltración total (L)
sin veg	Claro	330,13	3,77	1243,11	7,50	2475,94
	Veg	-----	-----		-----	0,00
	Total	330,13	3,77	1243,11	7,50	2475,94
1	Claro	315,14	3,77	1187,14	7,50	2363,51
	Veg	14,99	11,56	173,22	7,50	112,43
	Total	330,13	4,12	1360,35	7,50	2475,94
2	Claro	314,61	3,77	1185,39	7,50	2359,61
	Veg	15,51	11,40	176,78	7,50	116,33
	Total	330,12	4,13	1362,17	7,50	2475,94
3	Claro	314,82	3,77	1185,36	7,50	2361,17
	Veg	15,30	12,10	185,15	7,50	114,77
	Total	330,13	4,15	1370,51	7,50	2475,94
4	Claro	314,56	3,76	1184,07	7,50	2359,20
	Veg	15,57	11,76	183,07	7,50	116,74
	Total	330,13	4,14	1367,14	7,50	2475,94
5	Claro	313,48	3,77	1182,35	7,50	2351,12
	Veg	16,64	13,69	227,88	7,50	124,82
	Total	330,13	4,27	1410,24	7,50	2475,94
6	Claro	314,61	3,77	1186,36	7,50	2359,57
	Veg	15,52	10,86	168,45	7,50	116,36
	Total	330,12	4,10	1354,81	7,50	2475,94

La simulación con plantas de mayor envergadura (50x50m), representando etapas más tardías de la restauración, bajo lluvias débiles, produjo una disminución de la infiltración de 1354-1410 L (Tabla 6) que nos daba como resultado en plantas pequeñas, hasta 774-1152 L (Tabla 9 de Anexo 1) en plantas más desarrolladas. Con respecto a las lluvias intensas, el cambio más importante es que se produce un aumento de la infiltración, de 1553-1608 L infiltrados en plantas poco desarrolladas (Tabla 4) hasta 2068-2351 L infiltrados en plantas más desarrolladas. La tasa de escorrentía aumentó para las simulaciones con plantas más desarrolladas en el evento con lluvia débil, pasando de 20-21% para las plantas poco desarrolladas (Tabla 5) a 29-33% (Tabla 8) para las plantas grandes. En el evento de intensidad

fuerte, la escorrentía pasó de 77-80% (Tabla 5) con simulaciones con vegetación poco desarrollada a 70-72% en vegetación más desarrollada (Tabla 8).

Observando la tasa de infiltración por parte de la vegetación en los eventos intensos de precipitación comprobamos que la vegetación capta más agua cuanto más desarrollada está, ya que la planta infiltraba 21-23 mm m⁻² (Tabla 4) en plantas poco desarrolladas (25 x 25cm) y 44-61 mm m⁻² en plantas más desarrolladas (50 x 50cm) (Tabla 7).

Tabla 7. Resultados de las simulaciones de las diferentes configuraciones con y sin costra biológica del suelo bajo una lluvia intensa (55mmh⁻¹) y plantas desarrolladas (50x50cm). En la tabla se reflejan las 6 configuraciones propuestas, además de la simulación sin vegetación, aportando valores de tasa de infiltración e infiltración total en claros sin vegetación, vegetación y la suma de estos dos.

Plantas 50 cm Intensidad de lluvia 55 mm h ⁻¹						
		Sin Costra			Con Costra	
Configuración	Área (m ²)	Tasa de infiltración (mm)	Infiltración Total (L)	Tasa de infiltración (mm)	Infiltración total (L)	
sin veg	claro	330,13	3,88	1281,65	9,68	3195,39
	Veg	-----	-----	-----	-----	-----
	total	330,13	3,88	1281,65	9,70	33,56
1	claro	271,11	3,89	1054,40	9,70	2628,39
	Veg	59,02	21,18	1250,24	20,62	1217,20
	total	330,13	6,98	2304,64	11,65	3845,59
2	claro	276,61	3,89	1076,07	9,70	2682,41
	Veg	53,52	21,03	1125,44	20,55	1099,58
	total	330,13	6,67	2201,51	11,46	3781,99
3	claro	269,14	3,88	1044,43	9,67	2603,52
	Veg	60,99	21,43	1306,75	20,78	1267,50
	total	330,13	7,12	2351,18	11,73	3871,02
4	claro	271,54	3,88	1052,98	9,67	2624,84
	Veg	58,59	21,22	1243,44	20,71	1213,40
	total	330,13	6,96	2296,42	11,63	3838,24
5	claro	285,98	3,89	1113,81	9,71	2777,33
	Veg	44,15	21,62	954,68	21,00	927,24
	total	330,13	6,27	2068,50	11,22	3704,57
6	claro	272,89	3,90	1065,35	9,71	2650,25
	Veg	57,24	20,15	1153,21	20,83	1192,21
	total	330,13	6,72	2218,56	11,64	3842,46

Respecto a la erosión (Tabla 5 y Tabla 8), obtenemos una disminución de esta con lluvias poco intensas, ya que con plantas pequeñas se pierden 64 kg de suelo en la ladera y para plantas más desarrolladas las pérdidas ascienden a 55-58 kg de suelo. Para lluvias más intensas, la erosión también se reduce, pasando de 240-243 kg perdidos en la ladera en plantas poco desarrolladas a 213-219 kg en las desarrolladas. Además, a diferencia de lo que ocurría en la simulación con plantas de menor desarrollo, en este caso la mejor configuración fue la configuración 1, con 55,94 kg erosionados en lluvias poco intensas y 213 g en lluvias intensas,

mientras que los peores resultados se obtuvieron con la configuración 5, con una erosión de 58 kg en eventos débiles y 219 kg en eventos fuertes (Tabla 8).

En la tabla 8 también apreciamos como la tasa de escorrentía aumenta su diferencia con respecto al suelo desnudo, que tiene un valor de 84,27%. En las configuraciones espaciales analizados hemos detectado tasas de escorrentía del 69,60% al 72,5%.

Tabla 8. Resultados de la erosión y la tasa de escorrentía (TE) obtenidos en las simulaciones con plantas más desarrolladas (50x50cm), representando las primeras etapas tras la restauración, simulando dos lluvias una de intensidad constante de 15 mm h⁻¹ durante 30 minutos y otra con intensidad constante de 55 mm h⁻¹ durante 30 minutos. Se presentan los resultados obtenidos para las 6 configuraciones espaciales propuestas, además de la simulación sin vegetación, incluyendo dos escenarios sin inocular cianobacterias en los claros entre plantas e inoculando cianobacterias en los claros.

Plantas 50 cm									
	lluvia 55 mmh ⁻¹					lluvia 15 mmh ⁻¹			
	sin costra		con costra			sin costra		con costra	
	Erosión (kg)	TE (%)	Erosión (kg)	TE (%)		Erosión (kg)	TE (%)	Erosión (kg)	TE (%)
sin veg	253,07	84,28	73,18	84,28		68,29	47,52	7,18	2,50
conf 1	213,48	69,60	66,37	59,75		55,94	30,74	6,70	2,50
conf 2	216,31	70,73	66,31	59,59		57,31	33,40	6,76	2,50
conf 3	213,08	69,76	66,72	59,96		55,56	29,03	6,68	2,50
conf 4	214,50	70,56	66,66	59,88		56,42	31,79	6,70	2,50
conf 5	219,81	70,24	66,12	55,80		58,50	33,81	6,86	2,50
conf 6	218,70	72,51	68,27	54,61		55,95	33,35	6,72	2,50

3.3. Efecto de la inoculación de cianobacterias sobre la generación de escorrentía, la infiltración y la erosión

Todas las simulaciones en las que se incluyó el efecto de la biocostra de cianobacterias en las diferentes variables que controlan la respuesta hidrológica y erosiva del suelo redujeron de manera muy significativa la escorrentía, y sobre todo la erosión, con tasas mucho menores que las obtenidas en las diferentes configuraciones espaciales y eventos lluviosos donde se simuló los efectos de la restauración sin inocular los claros entre plantas con biocostra de cianobacterias y por tanto no se consideraron sus efectos (Tabla 5). Durante el evento intenso, aumentó noblemente la tasa de infiltración en los claros entre plantas pasando de una tasa de infiltración de 3,88 mm m⁻² cuando no se inocularon con biocostras a 9,68 mm m⁻² en suelos con biocostras (Tabla 4), y se redujo de forma considerable la pérdida de suelo por erosión desde valores de 240-243 kg de pérdida total en la ladera en simulaciones sin inocular con biocostra frente a 72-73 kg cuando las configuraciones incluían inoculación con biocostra de cianobacterias en los claros entre plantas (Tabla 5). Al igual que ocurría en las simulaciones sin inocular con biocotra, la mejor configuración fue la configuración 5, con una tasa de

escorrentía de 55% (Tabla 5) y una erosión de 73 kg en la ladera. Además, esta configuración fue la que produjo una mayor infiltración en las manchas de vegetación (371 L), que fue muy similar a la obtenida en la simulación sin biocostra inoculada (390 L). Durante el evento débil, no observamos generación de escorrentía y la erosión fue despreciable para todas las configuraciones espaciales en las que se incluyó el efecto de las biocostras (Tabla 5). El suelo pasó de infiltrar 1220 L en suelo sin inocular con biocostra, a 3045 L en el suelo cubierto por costra biológica (Tabla 4). Al igual que en el evento intenso, durante las lluvias débiles, se redujo ligeramente la infiltración en las manchas de vegetación, aunque este efecto no fue muy importante (4%). La configuración que aumentó más la infiltración y redujo la escorrentía en mayor medida, al igual que en el suelo sin biocostra, fue la configuración 5, con 2475 L infiltrados (Tabla 5) en toda la ladera.

En cuanto a la distribución espacial de la infiltración (Figura 10), vemos que sigue el mismo patrón que las configuraciones sin biocostra, es decir, se produce más infiltración en las zonas con vegetación. Aunque en este caso las diferencias entre claros sin vegetación y plantas fueron mucho menores.

Las mayores diferencias entre restaurar inoculando con biocostras de cianobacterias o sin inocular se observaron en la distribución espacial de la erosión (Figura 11), donde se observaron valores mucho más bajos en toda la parcela.

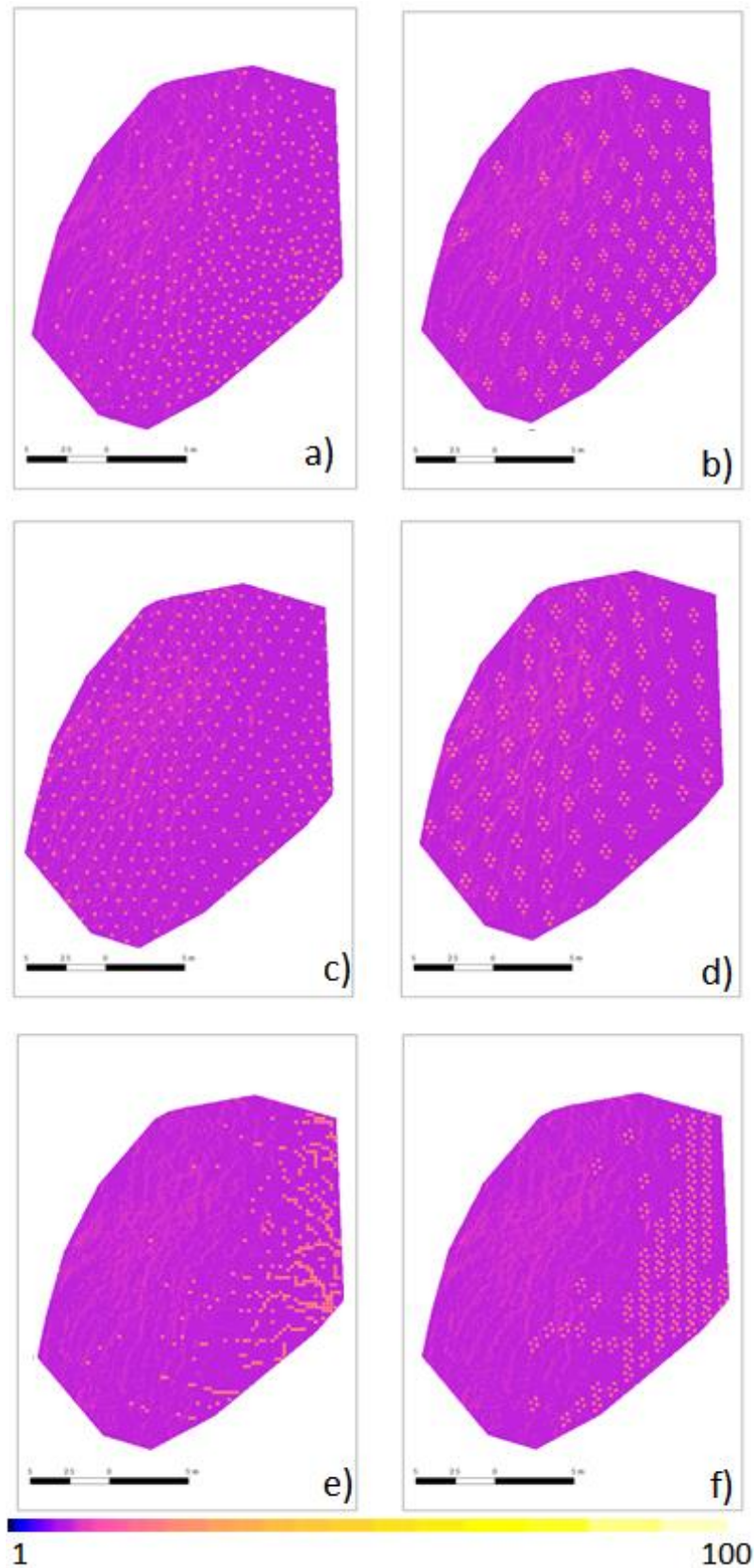


Figura 10. Mapas de la distribución espacial de la infiltración total acumulada (L) obtenida tras simular una lluvia de 55 mm h^{-1} de intensidad constante durante 30 minutos sobre la ladera restaurada con plantas poco desarrolladas ($25 \times 25 \text{ cm}$), representando las primeras etapas tras la restauración, y con inoculación de biocostra de cianobacterias. Los mapas corresponden a cada una de las configuraciones espaciales de la vegetación consideradas; a) configuración 1, b) configuración 2, c) configuración 3, d) configuración 4, e) configuración 5 y f) configuración 6.

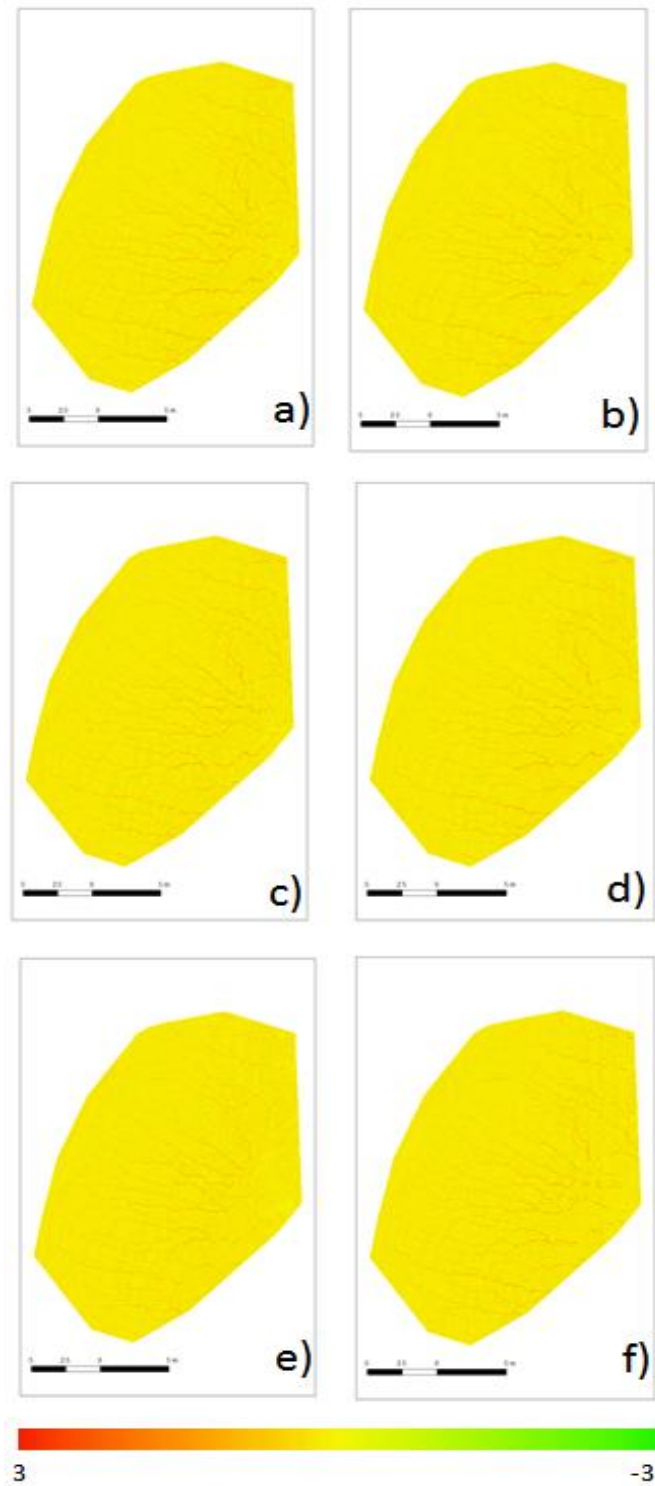


Figura 11. Mapas de la distribución espacial de la pérdida de suelo total (kg) obtenida tras simular una lluvia de 55 mm h^{-1} de intensidad constante durante 30 minutos sobre la ladera restaurada con plantas poco desarrolladas ($25 \times 25 \text{ cm}$), representando las primeras etapas tras la restauración, y con inoculación de biocostra de cianobacterias. Los mapas corresponden a cada una de las configuraciones espaciales de la vegetación consideradas; a) configuración 1, b) configuración 2, c) configuración 3, d) configuración 4, e) configuración 5 y f) configuración 6. Los valores negativos indican deposición de sedimento (verde), mientras que los positivos indican pérdida de suelo (rojo).

4. DISCUSION

Para implementar el ejercicio de modelización presentado en este proyecto nos hemos enfrentado a dificultades como importantes como la falta de información detallada para cada uno de los eventos de lluvia registrados en el periodo de estudio, así como de otra información importante para la calibración del modelo como la disponibilidad de algunos registros reales de escorrentía y erosión espacialmente distribuidos. Además, a ello se ha unido la dificultad de simular la respuesta hidrológica y erosiva en zonas semiáridas donde casi no existe suelo, la capacidad de infiltración es muy limitada y los flujos de escorrentía siempre presentan una elevada concentración de sedimentos. Pese a todo ello, el modelo se ha ajustado bien, siendo capaz de predecir con bajo error de 17,79% la erosión real medida en la ladera, demostrando el potencial de este tipo de modelos en la planificación de las acciones de restauración reales. Aunque no hemos de perder de vista, que se trata de un ejercicio de modelización con las limitaciones que esto supone al no tratarse de una medida real, es importante resaltar el valor de este tipo de ejercicios de forma previa a una restauración ya que nos permitirá identificar la estrategia más eficiente antes de llevarla a cabo, con el ahorro económico que esto supone. Hemos demostrado que la aplicación de este ejercicio de modelización en una ladera experimental nos ha permitido evaluar el funcionamiento de diferentes configuraciones espaciales de la vegetación en la captación y retención de agua y demostrar la eficiencia de la inoculación con costras biológicas del suelo en la prevención de la erosión de una forma rápida y a bajo coste.

Nuestras simulaciones muestran como, al igual que en las zonas áridas y semiáridas naturales la presencia de vegetación sobre la ladera de estudio reduce de forma efectiva la generación de escorrentía y la erosión (Cortina et al., 2011). Esto se debe a que ésta actúa como sumidero de escorrentía, infiltrando no solo el agua que cae directamente en forma de precipitación, sino también la escorrentía generada aguas arriba (Ludwig et al., 2005; Puigdefabregas 2005). Esto produce una disminución de la conectividad hidrológica, lo cual en última instancia reduce la pérdida de agua, suelo y nutrientes y aumenta la productividad del sistema (Ludwig et al., 2005). Sin embargo, la respuesta hidrológica de la ladera no está controlada sólo por las respuestas de las diferentes cubiertas (vegetación y suelo desnudo), sino que también se ve afectada por la interacción entre ellos, que al final dependerá de su distribución espacial (Peters et al., 2014). Por este motivo, encontramos diferencias entre la repuesta de la ladera bajo diferentes distribuciones espaciales de la vegetación como muestran los datos presentados en las Tablas 4 y 5. Sin embargo, como todas estas distribuciones espaciales intentan maximizar la captación de agua por parte de la vegetación y reducen la conectividad hidrológica, las diferencias entre las diferentes distribuciones espaciales no son muy marcadas (Tabla 4, Tabla 5, Tabla 6, Tabla 7 y Tabla 8, Tabla 9). De todas las configuraciones analizadas, la configuración que maximizó la infiltración y redujo la erosión en mayor medida fue la configuración 5 (Tabla 4 y Tabla 5). Esto se debe a que las plantas de esta configuración están localizadas en las zonas donde la topografía favorece la retención y reinfiltración de agua, ayudando a la vegetación a capturar la escorrentía generada aguas arriba. Esto además produce un aumento de disponibilidad de agua para la vegetación. Como la falta de agua es el principal factor limitante para la supervivencia de la vegetación en las restauraciones en zonas

áridas y semiáridas (Valdecantos et al., 2014), este aporte extra de agua favorecerá su crecimiento y evitará la muerte de las plantas reintroducidas durante los primeros años de restauración y ayudará a su capacidad para captar agua y nutrientes durante los futuros eventos lluviosos, como podemos apreciar cuando comparamos las simulaciones con plantas de 25cm y las simulaciones con plantas de 50 cm (Figura 3 y Figura 5). Sin embargo, la capacidad de la vegetación para captar y almacenar el aporte extra de agua por escorrentía es limitada (Rodríguez-Caballero et al., 2014), sobre todo en los primeros estadios, cuando la planta no está muy desarrollada. Por eso encontramos que la cantidad total de infiltración en el evento de intensidad de la lluvia de 15 mm h^{-1} y en el evento de intensidad de 55 mm h^{-1} es muy similar, a pesar de la gran diferencia de precipitación. Esto se debe a que mientras que en el evento débil, la vegetación está infiltrando todo el agua que llueve sobre ella y la mayor parte de la escorrentía que se genera en los claros, su capacidad para reinfiltrar agua se ve rebasada durante la lluvia de mayor magnitud e intensidad. Este fenómeno da lugar a un umbral en la respuesta hidrológica y erosiva de la que aumentará a medida, que aumente el desarrollo de la vegetación, hasta valores cercanos a los 20 mm según han descrito otros autores en una zona cercana de vegetación similar (Rodríguez-Caballero et al., 2014). Es bien sabido que como resultado de su actividad metabólica, las biocostras mejoran la porosidad del suelo (Miralles-Mellado et al., 2012), aumentan su rugosidad (Rodríguez-Caballero et al., 2012), y su estabilidad (Chamizo et al., 2012a). Esto se traduce en una mayor infiltración y una menor erosión que las zonas de suelo desnudo donde se ha formado una costra física, como es el caso de nuestra ladera de estudio cuando se simula la inoculación con cianobacterias (ver resultados Tabla 5 y Tabla 8). Por lo tanto, en todas las simulaciones en las que incluimos la presencia de costras biológicas del suelo, se produce una disminución de la escorrentía, y sobre todo de la erosión (Tabla 5 y Tabla 8). Sin embargo, al igual que ocurría en las simulaciones donde no se consideraba el efecto positivo de su inoculación, existen diferencias según las propiedades del evento lluvioso. Durante los eventos débiles, en los que la intensidad de la precipitación es similar a la capacidad de infiltración de la biocostra, no se genera escorrentía en los claros entre vegetación donde se ha simulado la presencia de biocostras (Tabla 5), reduciéndose levemente el aporte de agua hacia la vegetación. Esta agua es utilizada por los organismos que forman parte de las biocostras para reactivar su actividad metabólica, fijando C y N (Elbert et al., 2012) que será incorporado en el suelo en forma de materia orgánica y biomasa, que aumentara la fertilidad y estabilidad del suelo. Durante lluvias de intensidad similar pero mayor magnitud cabe esperar la saturación de los primeros centímetros del suelo, que es la capa afectada por la presencia de biocostras (Rodríguez-Caballero et al., 2013), produciéndose escorrentía que redistribuirá parte de los nutrientes fijados por la costra junto con el agua hacia las zonas vegetadas, aumentando su productividad y capacidad de sobrevivir. Como podemos ver en la figura 12, donde se presenta la escorrentía acumulada obtenida tras una simulación de una lluvia de 15 mm h^{-1} intensidad constante durante una hora.

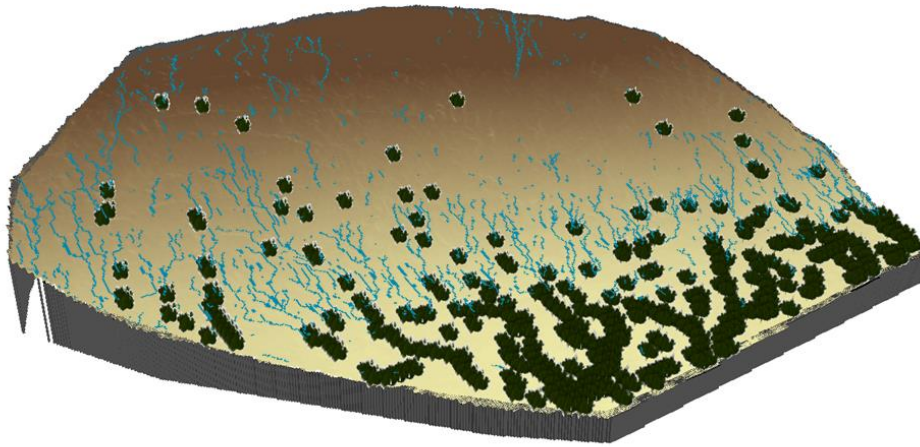


Figura 12. Escorrentía acumulada de la configuración 5 (la más positiva para el suelo) en una simulación en plantas de 25x25 cm con suelo cubierto por biocostras, durante una hora con lluvia poco intensa (15 mm h^{-1}). La vegetación (parte inferior de la ladera) recoge la escorrentía del suelo cubierto por biocostras.

Algo similar ocurre en los eventos intensos, en los que la intensidad de la lluvia sobrepasa la capacidad de infiltración de la costra biológica (Rodríguez-Caballero et al., 2013) y se produce escorrentía. Parte de esta escorrentía es reinfiltrada en la vegetación, pero la mayoría se pierde ladera abajo, de una forma similar a lo que ocurría en el escenario sin biocostras (Tabla 5). Sin embargo, en este caso, las pérdidas de agua y sobre todo la erosión son mucho menores que en el escenario sin inocular biocostras de cianobacterias. Esto demuestra el potencial de la inoculación de biocostras de cianobacterias en la restauración de zonas áridas y semiáridas degradadas, donde el crecimiento de la vegetación está limitado por la disponibilidad de agua, y es necesario mucho tiempo para alcanzar un estadio similar al inicial antes de que se produjera la alteración. En estas condiciones, la inoculación con costras puede evitar la erosión durante los primeros estadios, manteniendo en gran medida el aporte de agua para la vegetación cuando ésta se localiza en posiciones estratégicas para captar la mayor cantidad de agua posible. Para localizar correctamente la vegetación, podemos apoyarnos en modelos de simulación de escorrentía y erosión, que nos permiten evaluar de una forma eficiente el efecto de numerosas distribuciones y optimizar de esta forma nuestra restauración. No obstante, más esfuerzo y medidas de campo a largo plazo sobre experimentos de restauración son necesarias para validar definitivamente nuestros resultados.

5. CONCLUSIONES

Nuestros resultados demuestran el potencial de los modelos de simulación de escorrentía y erosión como herramienta de gran utilidad para la correcta planificación de las restauraciones ecológicas.

La modelización de distintas restauraciones configuradas distribuyendo las plantas de forma que intercepten los flujos de escorrentía mostraron respuestas similares en cuanto a sus efectos en la respuesta hidrológica y en la erosión de la ladera estudiada, ayudando todas ellas mejorar la infiltración de agua, reduciendo la escorrentía y la erosión hídrica. Además, se muestra que estas configuraciones incrementa el aporte de agua hasta la vegetación, todo lo cual sin duda favorece la supervivencia y desarrollo de la vegetación. De todas las configuraciones espaciales de la vegetación analizadas, las que localizan las plantas en las zonas que tienen una mayor área de contribución y menos pendiente son las que mejor controlan el efecto de la lluvia sobre el suelo, aumentando la captación de agua para la planta y reduciendo la erosión.

La inoculación del suelo con cianobacterias reduce de forma drástica la erosión, sobre todo durante los primeros estadios de la restauración, a la vez que mantiene el aporte de agua a la vegetación.

6. BIBLIOGRAFIA

Alexander, R. W., & Calvo, A. (1990). The influence of lichens on slope processes in some Spanish badlands. *Vegetation and Erosion*, 385-398.

Baartman, J.E., Jetten, V.G., Ritsema, C.J., de Vente, J., 2012. Exploring effects of rainfall intensity and duration on soil erosion at the catchment scale using openLISEM: Prado catchment, SE Spain. *Hydrol. Process.* 26, 1034–1049.

Bainbridge, D. A. (2002). Alternative irrigation systems for arid land restoration. *Ecological Restoration*, 20(1), 23-30.

Bainbridge, D. A. (2012). *A guide for desert and dryland restoration: new hope for arid lands*. Island Press.

Bakker, J. D., Colasurdo, L. B., & Evans, J. R. (2012). Enhancing Garry oak seedling performance in a semiarid environment. *Northwest Science*, 86(4), 300-309.

Belnap, J., & Eldridge, D. (2001). Disturbance and recovery of biological soil crusts. In *Biological soil crusts: structure, function, and management* (pp. 363-383). Springer Berlin Heidelberg.

Belnap, J., Büdel, B., & Lange, O. L. (2001). Biological soil crusts: characteristics and distribution. In *Biological soil crusts: structure, function, and management* (pp. 3-30). Springer Berlin Heidelberg.

Belnap, J., Welter, J. R., Grimm, N. B., Barger, N., & Ludwig, J. A. (2005). Linkages between microbial and hydrologic processes in arid and semiarid

watersheds. *Ecology*, 86(2), 298-307.

Beven, K. J., & Kirkby, M. J. (1979). A physically based, variable contributing area model of basin hydrology/Un modèle à base physique de zone d'appel variable de l'hydrologie du bassin versant. *Hydrological Sciences Journal*, 24(1), 43-69.

Biederman, L. A., and S. G. Whisenant. 2011. Using mounds to create microtopography alters plant community development early in restoration. *Restoration Ecology* 19:53–61.

Boer, M., & Puigdefábregas, J. (2005). Effects of spatially structured vegetation patterns on hillslope erosion in a semiarid Mediterranean environment: a simulation study. *Earth surface processes and landforms*, 30(2), 149-167.

Bowker, M. A., Reed, S. C., Belnap, J., & Phillips, S. L. (2002). Temporal variation in community composition, pigmentation, and Fv/Fm of desert cyanobacterial soil crusts. *Microbial Ecology*, 43(1), 13-25.

Bowker, M. A., Belnap, J., Davidson, D. W., & Phillips, S. L. (2005). EVIDENCE FOR MICRONUTRIENT LIMITATION OF BIOLOGICAL SOIL CRUSTS: IMPORTANCE TO ARID-LANDS RESTORATION. *Ecological Applications*, 15(6), 1941-1951.

Bowker, M. A. (2007). Biological soil crust rehabilitation in theory and practice: an underexploited opportunity. *Restoration Ecology*, 15(1), 13-23.

Cantón, Y., Domingo, F., Solé-Benet, A., Puigdefábregas, J., 2002. Influence of soil-surface types on the overall runoff of the Tabernas badlands (south-east Spain): field data and model approaches. *Hydrol. Process.* 16, 2621–2643.

Cantón, Y., Solé-Benet, A., Lázaro, R., 2003. Soil-geomorphology relations in gypsiferous materials of the Tabernas desert (Almería, se Spain). *Geoderma* 115, 193–222. -IUSS-ISRIC, 2014. World Soil Resources Reports No. 106. World Reference Base for Soil Resources. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, p. 181.

Cantón, Y., Solé-Benet, A., De Vente, J., Boix-Fayos, C., Calvo-Cases, A., Asensio, C., & Puigdefábregas, J. (2011). A review of runoff generation and soil erosion across scales in semiarid south-eastern Spain. *Journal of Arid Environments*, 75(12), 1254-1261.

Cantón, Y., Román, J. R., Chamizo, S., Rodríguez-Caballero, E., & Moro, M. J. (2014). Dynamics of organic carbon losses by water erosion after biocrust removal. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 62(4), 258-268.

Cerdà, A. (1994). Métodos para la medición de la estabilidad de los agregados del suelo. *Cuaternario y Geomorfología*, 8(1-2), 69-85.

Cerdà, A., & Poveda, P. G. F. (1994). Relaciones entre la pérdida de agua, suelos y semillas en zonas acaravadas: influencia de la pendiente. *Cuadernos de investigación geográfica*, (20), 47-64.

- Chamizo, S., Cantón, Y., Miralles, I., & Domingo, F. (2012a). Biological soil crust development affects physicochemical characteristics of soil surface in semiarid ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 49, 96-105.
- Chamizo, S., Cantón, Y., Lázaro, R., Solé-Benet, A., & Domingo, F. (2012b). Crust composition and disturbance drive infiltration through biological soil crusts in semiarid ecosystems. *Ecosystems*, 15(1), 148-161.
- Chamizo, S., Cantón, Y., Rodríguez-Caballero, E., & Domingo, F. (2016). Biocrusts positively affect the soil water balance in semiarid ecosystems. *Ecohydrology*.
- Chamizo, S., Rodríguez-Caballero, E., Román, J. R., & Cantón, Y. (2017). Effects of biocrust on soil erosion and organic carbon losses under natural rainfall. *Catena*, 148, 117-125.
- Cortina, J., & Maestre, F. T. (2005). Plant effects on soils in drylands: implications for community dynamics and ecosystem restoration. In *Tree species effects on soils: implications for global change* (pp. 85-118). Springer Netherlands.
- Cortina, J., Amat, B., Castillo, V., Fuentes, D., Maestre, F. T., Padilla, F. M., & Rojo, L. (2011). The restoration of vegetation cover in the semi-arid Iberian southeast. *Journal of Arid Environments*, 75(12), 1377-1384.
- Devine, W. D., Harrington, C. A., & Leonard, L. P. (2007). Post-Planting Treatments Increase Growth of Oregon White Oak (*Quercus garryana* Dougl. ex Hook.) Seedlings. *Restoration Ecology*, 15(2), 212-222.
- Edwards, F. S., Bainbridge, D. A., Zink, T. A., & Allen, M. F. (2000). Rainfall catchments improve survival of container transplants at Mojave Desert site. *Ecological Restoration*, 18(2), 100-103.
- Elbert, W., Weber, B., Burrows, S., Steinkamp, J., Büdel, B., Andreae, M. O., & Pöschl, U. (2012). Contribution of cryptogamic covers to the global cycles of carbon and nitrogen. *Nature Geoscience*, 5(7), 459-462.
- Eldridge, D. J., & Greene, R. S. B. (1994). Microbiotic soil crusts-a review of their roles in soil and ecological processes in the rangelands of Australia. *Soil Research*, 32(3), 389-415.
- Estrela, M. J., Valiente, J. A., Corell, D., & Millán, M. M. (2008). Fog collection in the western Mediterranean basin (Valencia region, Spain). *Atmospheric Research*, 87(3), 324-337.
- Evans, R. D., & Lange, O. L. (2001). Biological soil crusts and ecosystem nitrogen and carbon dynamics. In *Biological soil crusts: structure, function, and management* (pp. 263-279). Springer Berlin Heidelberg.
- Fuentes, D., Valdecantos, A., Cortina, J., & Vallejo, V. R. (2007). Seedling performance in sewage sludge-amended degraded mediterranean woodlands. *ecological engineering*, 31(4), 281-291.
- Gomez-Rico, M. F., Font, R., Vera, J., Fuentes, D., Disante, K., & Cortina, J. (2008). Degradation of organic pollutants in Mediterranean forest soils amended with sewage sludge. *Chemosphere*, 71(11), 2129-2138.

Green, W. H., and Ampt, G. A. (1911). "Studies on soil physics: 1. Flow of air and water through soils."

J. Agric. Sci., 4, 1-24 Housman, D. C., Powers, H. H., Collins, A. D., & Belnap, J. (2006). Carbon and nitrogen fixation differ between successional stages of biological soil crusts in the Colorado Plateau and Chihuahuan Desert. *Journal of Arid Environments*, 66(4), 620-634.

Imeson, A.C., Vis, M., 1984. Assessing soil aggregate stability by water-drop impact and ultrasonic dispersion. *Geoderma* 34, 185–200.

Jenson, S. K., & Domingue, J. O. (1988). Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 54(11), 1593-1600.

Jetten, V., De Roo, A., Favis-Mortlock, D., 1999. Evaluation of field-scale and catchment-scale soil erosion models. *Catena* 37, 521–541

Jetten, V., De Roo, A.P.J., 2003. Spatial analysis of erosion conservation measures with LISEM. In: Horman, R., Doe, W.W. (Eds.), *Landscape Erosion and Evolution Modeling*. Kluwer academic/Plenum, New York, pp. 429–445.

Jiménez, M. N., Fernández-Ondoño, E., Ripoll, M. A., Navarro, F. B., Gallego, E., De Simón, E., & Lallena, A. M. (2007). Influence of different post-planting treatments on the development in Holm oak afforestation. *Trees*, 21(4), 443-455.

Laliberte, E., Bouchard, A., & Cogliastro, A. (2008). Optimizing hardwood reforestation in old fields: the effects of treeshelters and environmental factors on tree seedling growth and physiology. *Restoration Ecology*, 16(2), 270-280.

Lan, S., Zhang, Q., Wu, L., Liu, Y., Zhang, D., & Hu, C. (2013). Artificially accelerating the reversal of desertification: cyanobacterial inoculation facilitates the succession of vegetation communities. *Environmental science & technology*, 48(1), 307-315.

Larchevêque, M., Ballini, C., Baldy, V., Korboulewsky, N., Ormeño, E., & Montès, N. (2010). Restoration of a Mediterranean postfire shrubland: plant functional responses to organic soil amendment. *Restoration Ecology*, 18(5), 729-741.

Lázaro, R., Rodrigo, F.S., Gutiérrez, L., Domingo, F., Puigdefábregas, J., 2001. . Analysis of a 30-year rainfall record (1967-1997) in semi-arid SE Spain for implications on vegetation. *Journal of Arid Environment* 48, 373-395.

Lázaro, R., Cantón, Y., Solé-Benet, A., Bevan, J., Alexander, R., Sancho, L. G., & Puigdefábregas, J. (2008). The influence of competition between lichen colonization and erosion on the evolution of soil surfaces in the Tabernas badlands (SE Spain) and its landscape effects. *Geomorphology*, 102(2), 252-266.

Li, X. Y., Gong, J. D., & Wei, X. H. (2000). In-situ rainwater harvesting and gravel mulch combination for corn production in the dry semi-arid region of China. *Journal of Arid Environments*, 46(4), 371-382.

Li, X. Y. (2003). Gravel–sand mulch for soil and water conservation in the semiarid loess region of northwest China. *Catena*, 52(2), 105-127.

- Li XY, Gao SY, Xu HY, Liu LY (2006) Growth of *Caragana korshinskii* using runoff-collecting microcatchments under semi-arid condition. *J Hydrol* 328:338–346
- Li, X. Y., Zhao, W. W., Song, Y. X., Wang, W., & Zhang, X. Y. (2008). Rainfall harvesting on slopes using contour furrows with plastic-covered transverse ridges for growing *Caragana korshinskii* in the semiarid region of China. *Agricultural Water Management*, 95(5), 539-544.
- Ludwig, J. A., Wiens, J. A., & Tongway, D. J. (2000). A scaling rule for landscape patches and how it applies to conserving soil resources in savannas. *Ecosystems*, 3(1), 84-97.
- Ludwig, J. A., Wilcox, B. P., Breshears, D. D., Tongway, D. J., & Imeson, A. C. (2005). Vegetation patches and runoff–erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology*, 86(2), 288-297.
- Luna Ramos, L., & Solé Benet, A. (2015). Erosión del suelo acentuada por un acolchado de gravilla en una ladera en restauración en canteras de Almería (sede España). *Revista EIA*, (spe2), 13-19.
- Luna, L., Miralles, I., Andrenelli, M. C., Gispert, M., Pellegrini, S., Vignozzi, N., & Solé-Benet, A. (2016a). Restoration techniques affect soil organic carbon, glomalin and aggregate stability in degraded soils of a semiarid Mediterranean region. *Catena*, 143, 256-264.
- Luna, L., Pastorelli, R., Bastida, F., Hernández, T., García, C., Miralles, I., & Solé-Benet, A. (2016b). The combination of quarry restoration strategies in semiarid climate induces different responses in biochemical and microbiological soil properties. *Applied Soil Ecology*, 107, 33-47.
- Luna, L. (2016c) Restauración de canteras de roca calcárea en clima semiárido (Tesis doctoral). Universidad de Almería.
- Maestre, F. T., & Cortina, J. (2002). Spatial patterns of surface soil properties and vegetation in a Mediterranean semi-arid steppe. *Plant and Soil*, 241(2), 279-291.
- Maestre, F. T., & Cortina, J. (2004). Insights into ecosystem composition and function in a sequence of degraded semiarid steppes. *Restoration Ecology*, 12(4), 494-502.
- Maestre, F. T., Bowker, M. A., Cantón, Y., Castillo-Monroy, A. P., Cortina, J., Escolar, C., ... & Martínez, I. (2011). Ecology and functional roles of biological soil crusts in semi-arid ecosystems of Spain. *Journal of arid environments*, 75(12), 1282-1291.
- Martínez-Mena M, Albaladejo J, Castillo VM (1998) Factors influencing surface runoff generation in a Mediterranean semi-arid environment: Chicamo watershed, SE Spain. *Hydrol Process* 12:741– 754
- Mayor, Á. G., Bautista, S., & Bellot, J. (2011). Scale-dependent variation in runoff and sediment yield in a semiarid Mediterranean catchment. *Journal of Hydrology*, 397(1), 128-135.
- Miralles-Mellado, I., Cantón, Y., Solé-Benet, A., 2011. Two-dimensional porosity of crusted silty soils: indicators of soil quality in semiarid rangelands? *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75, 1330–1342.
- Moore, I.D., Burch, G.J., Mackenzie, D.H., 1988. Topographic effects on the distribution of surface soil water and the location of ephemeral gullies. *Transactions of the America Society of Agricultural Engineers* 31, 1098–1107.

O'Callaghan, J. F., & Mark, D. M. (1984). The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer vision, graphics, and image processing*, 28(3), 323-344.

Padilla, F.M., Pugnaire, F.I., 2007. Rooting depth and soil moisture control Mediterranean woody seedling survival during drought. *Functional Ecology* 21, 489e495.

Padilla, F., Miranda, J., Jorquera, M., Pugnaire, F., 2009. Variability in amount and frequency of water supply affects roots but not growth of arid shrubs. *Plant*

Peters, D.P.C., Pielke Sr., R.A., Bestelmeyer, B.T., Allen, C.D., Munson-McGee, S., Havstad, K.M., 2004. Cross-scale interactions, nonlinearities, and forecasting catastrophic events. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 101, 15130–15135.

Puigdefabregas, J. (1995). Desertification: Stress beyond resilience, exploring a unifying process structure. *Ambio*, 24(5), 311-3.

Puigdefábregas, J. (2005). The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. *Earth Surface Processes and Landforms*, 30(2), 133-147.

Querejeta, J.I., Roldan, A., Albaladejo, J., Castillo, V.M., 2001. Soil water availability improved by site preparation in a *Pinus halepensis* afforestation under semiarid climate. *Forest Ecology and Management* 149, 115e128.

Querejeta, J. I., Barberá, G. G., Granados, A., & Castillo, V. M. (2008). Afforestation method affects the isotopic composition of planted *Pinus halepensis* in a semiarid region of Spain. *Forest Ecology and Management*, 254(1), 56-64.

Rahimy, P., 2012. Effects of soil depth spatial variation on runoff simulation, using the Limburg Soil Erosion Model (LISEM), a case study in Faucon Catchment, France. *Soil Water Res.* 7, 52–63.

Ramírez, D. A., Bellot, J., Domingo, F., & Blasco, A. (2007). Stand transpiration of *Stipa tenacissima* grassland by sequential scaling and multi-source evapotranspiration modelling. *Journal of hydrology*, 342(1), 124-133.

Reynolds, J. F., Smith, D. M. S., Lambin, E. F., Turner, B. L., Mortimore, M., Batterbury, S. P., ... & Huber-Sannwald, E. (2007). Global desertification: building a science for dryland development. *science*, 316(5826), 847-851.

Rodríguez-Caballero, E., Cantón, Y., Chamizo, S., Afana, A., & Solé-Benet, A. (2012). Effects of biological soil crusts on surface roughness and implications for runoff and erosion. *Geomorphology*, 145, 81-89.

Rodríguez-Caballero, E., Cantón, Y., Lazaro, R., & Solé-Benet, A. (2014). Cross-scale interactions between surface components and rainfall properties. Non-linearities in the hydrological and erosive behavior of semiarid catchments. *Journal of Hydrology*, 517, 815-825.

Rodríguez-Caballero, E., Cantón, Y., & Jetten, V. (2015). Biological soil crust effects must be included to accurately model infiltration and erosion in drylands: An example from Tabernas Badlands. *Geomorphology*, 241, 331-342.

Roman, J. R., 2014. Efectos de las biocostras en las pérdidas de carbono orgánico por escorrentía y erosión en una zona acarcavada. Trabajo de Fin de Grado. Universidad de Almería

Rosentreter, R. 1986. Compositional patterns within a rabbitbrush (*Chrysothamnus*) community of the Idaho Snake River Plain. In: McArthur, D. E.; Welch, B. L., comps. Proceedings-symposium on the biology of *Artemisia* and *Chrysothamnus*; 1984 July 9-13; Provo, UT. Gen. Tech. Rep. INT-200. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station: 273-277.

Sánchez, J. S., Oller, R. O., Muñoz, M. H., Ruiz, F. P., & de Idola, F. P. (2004). El microrriego, una técnica de restauración de la cubierta vegetal para ambientes semiáridos. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, (17).

Sanchez-Moreno, J.F., Jetten, V., Mannaerts, C.M., de Pina Tavares, J., 2014. Selecting best mapping strategies for storm runoff modeling in a mountainous semi-arid area. *Earth Surf. Process. Landf.* 39, 1030–1048.

Shachak, M., M. Sachs, and I. Moshe. 1998. Ecosystem management of desertified shrublands in Israel. *Ecosystems* 1:475–483.

Simmons, M. E., X. B.Wu, and S. G. Whisenant. 2011. Plant and soil responses to created microtopography and soil treatments in bottomland hardwood forest restoration. *Restoration Ecology* 19:136–146.

Singer, M. J., & Skujinš, J. (1991). Physical properties of arid region soils. *Semiarid lands and deserts: soil resource and reclamation.*, 81-89.

Valdecantos, A., Cortina, J., & Vallejo, V. R. (2006). Nutrient status and field performance of tree seedlings planted in Mediterranean degraded areas. *Annals of Forest Science*, 63(3), 249-256.

Valdecantos, A., Fuentes, D., Smanis, A., Llovet, J., Morcillo, L., & Bautista, S. (2014). Effectiveness of Low-Cost Planting Techniques for Improving Water Availability to *Olea europaea* Seedlings in Degraded Drylands. *Restoration ecology*, 22(3), 327-335.

Van Wesemael, B., Poesen, J., & de Figueiredo, T. (1995). Effects of rock fragments on physical degradation of cultivated soils by rainfall. *Soil and Tillage Research*, 33(3), 229-250.

Whisenant, S. G., T. L. Thurow, and S. J. Maranz. 1995. Initiating autogenic restoration on shallow semiarid sites. *Restoration Ecology* 3: 61–67.

Zhang, Y. (2005). The microstructure and formation of biological soil crusts in their early developmental stage. *Chinese Science Bulletin*, 50(2), 117-121.

ANEXO 1

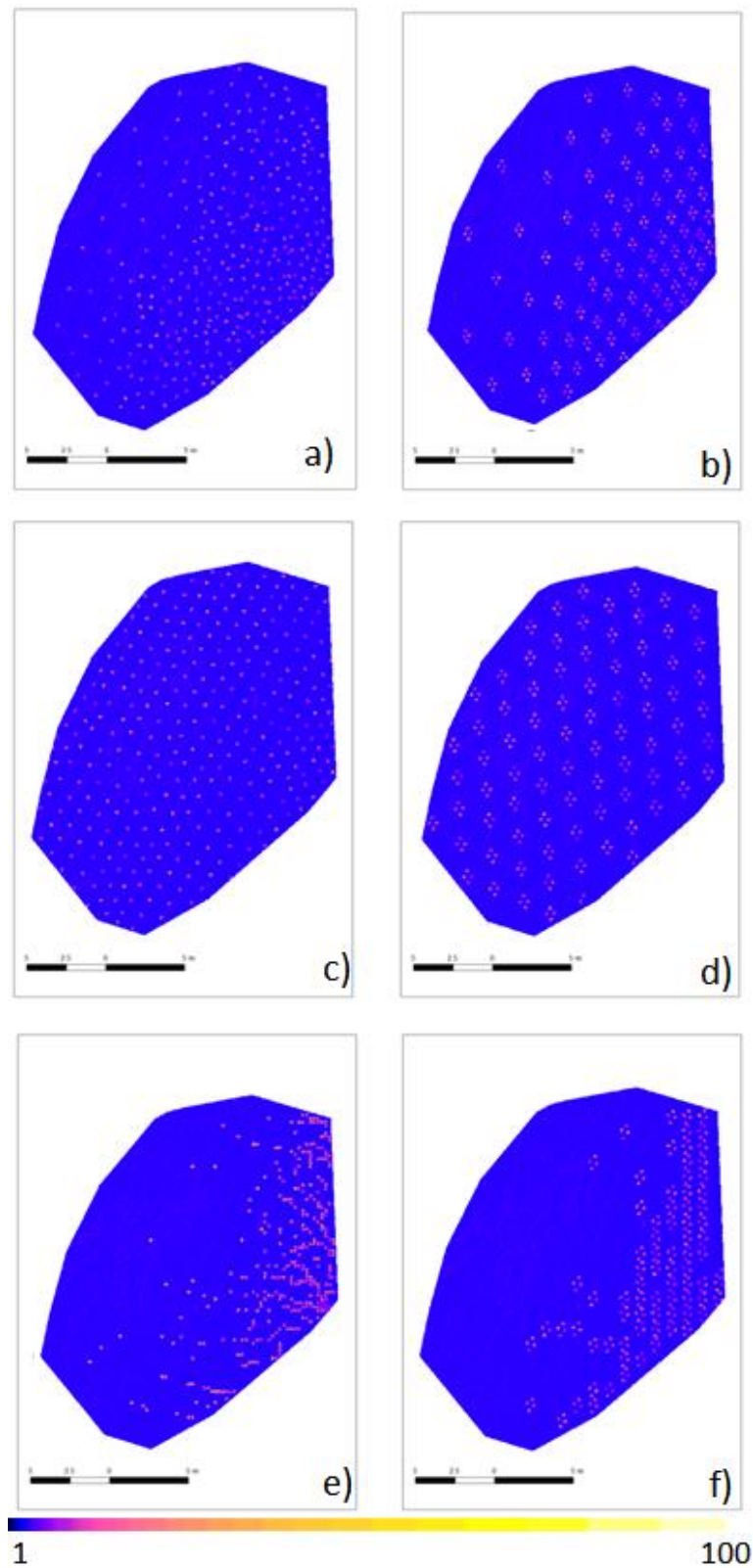


Figura 13. Mapas de la distribución espacial de la infiltración total acumulada (L) obtenida tras simular una lluvia de 15 mm h^{-1} de intensidad constante durante 30 minutos sobre la ladera restaurada con plantas poco desarrolladas ($25 \times 25 \text{ cm}$), representando las primeras etapas tras la restauración, y sin inoculación de biocostra de cianobacterias. Los mapas corresponden a cada una de las configuraciones espaciales de la vegetación consideradas; a) configuración 1, b) configuración 2, c) configuración 3, d) configuración 4, e) configuración 5 y f) configuración 6.

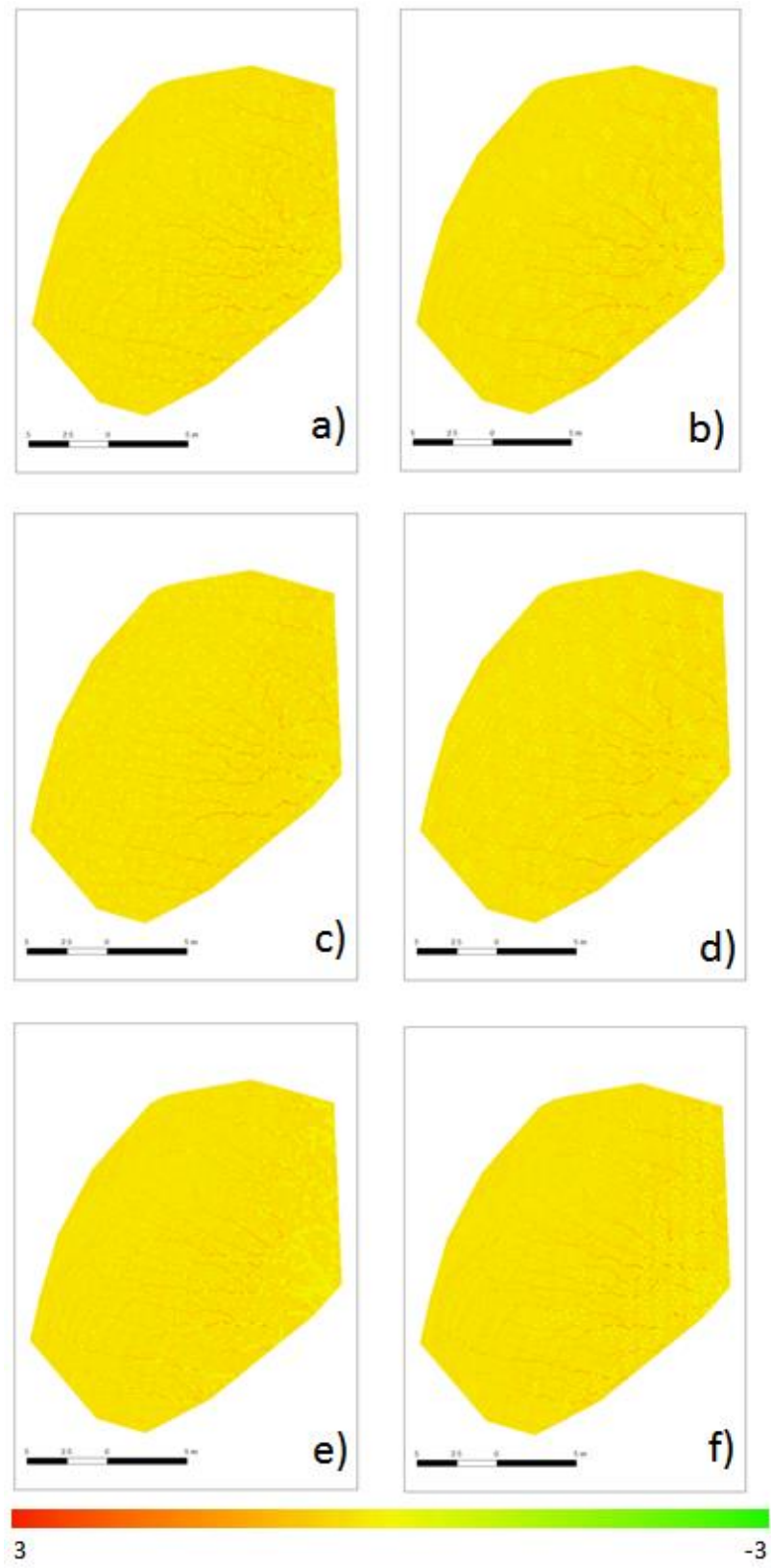


Figura 14. Mapas de la distribución espacial de la pérdida de suelo total (kg) obtenida tras simular una lluvia de 15 mm h^{-1} de intensidad constante durante 30 minutos sobre la ladera restaurada con plantas poco desarrolladas ($25 \times 25 \text{ cm}$), representando las primeras etapas tras la restauración, y sin inoculación de biocostra de cianobacterias. Los mapas corresponden a cada una de las configuraciones espaciales de la vegetación consideradas; a) configuración 1, b) configuración 2, c) configuración 3, d) configuración 4, e) configuración 5 y f) configuración 6. Los valores negativos indican deposición de sedimento (verde), mientras que los positivos indican pérdida de suelo (rojo).

Tabla 9. Infiltración de las simulaciones de las diferentes configuraciones con y sin costra biológica del suelo bajo una lluvia poco intensa (15mm/h) y plantas poco desarrolladas (50x50cm). En la tabla se reflejan las 6 configuraciones propuestas, además de la simulación sin vegetación, aportando valores de tasa de infiltración e infiltración total en claros sin vegetación, vegetación y la suma de estos dos.

Plantas 50 cm Lluvia 15 mm						
Configuración	Area (m ²)	Sin Costra		Con costra		
		Tasa de infiltración (mm)	Infiltración Total (L)	Tasa de infiltración (mm)	Infiltración total (L)	
sin veg	Claro	330,13	3,77	621,55	7,50	1237,97
	Veg	-----	-----	-----	-----	-----
	Total	330,13	3,77	621,55	7,50	1237,97
1	Claro	271,11	3,89	527,20	7,50	1016,64
	Veg	59,02	21,18	625,12	7,50	221,33
	Total	330,13	6,98	1152,32	7,50	1237,97
2	Claro	276,61	3,78	522,14	7,50	1037,28
	Veg	53,52	9,44	252,54	7,50	200,69
	Total	330,13	4,69	774,68	7,50	1237,97
3	Claro	269,14	3,76	506,64	7,50	1009,28
	Veg	60,99	10,39	316,79	7,50	228,69
	Total	330,13	4,99	823,44	7,50	1237,97
4	Claro	271,54	3,76	510,81	7,50	1018,27
	Veg	58,59	9,52	278,81	7,50	219,70
	Total	330,13	4,78	789,63	7,50	1237,97
5	Claro	285,98	3,78	540,95	7,50	1072,41
	Veg	44,15	10,75	237,27	7,50	165,56
	Total	330,13	4,71	778,22	7,50	1237,97
6	Claro	272,89	3,79	516,96	7,50	1023,34
	Veg	57,24	9,03	258,51	7,50	214,63
	Total	330,13	4,70	775,47	7,50	1237,97